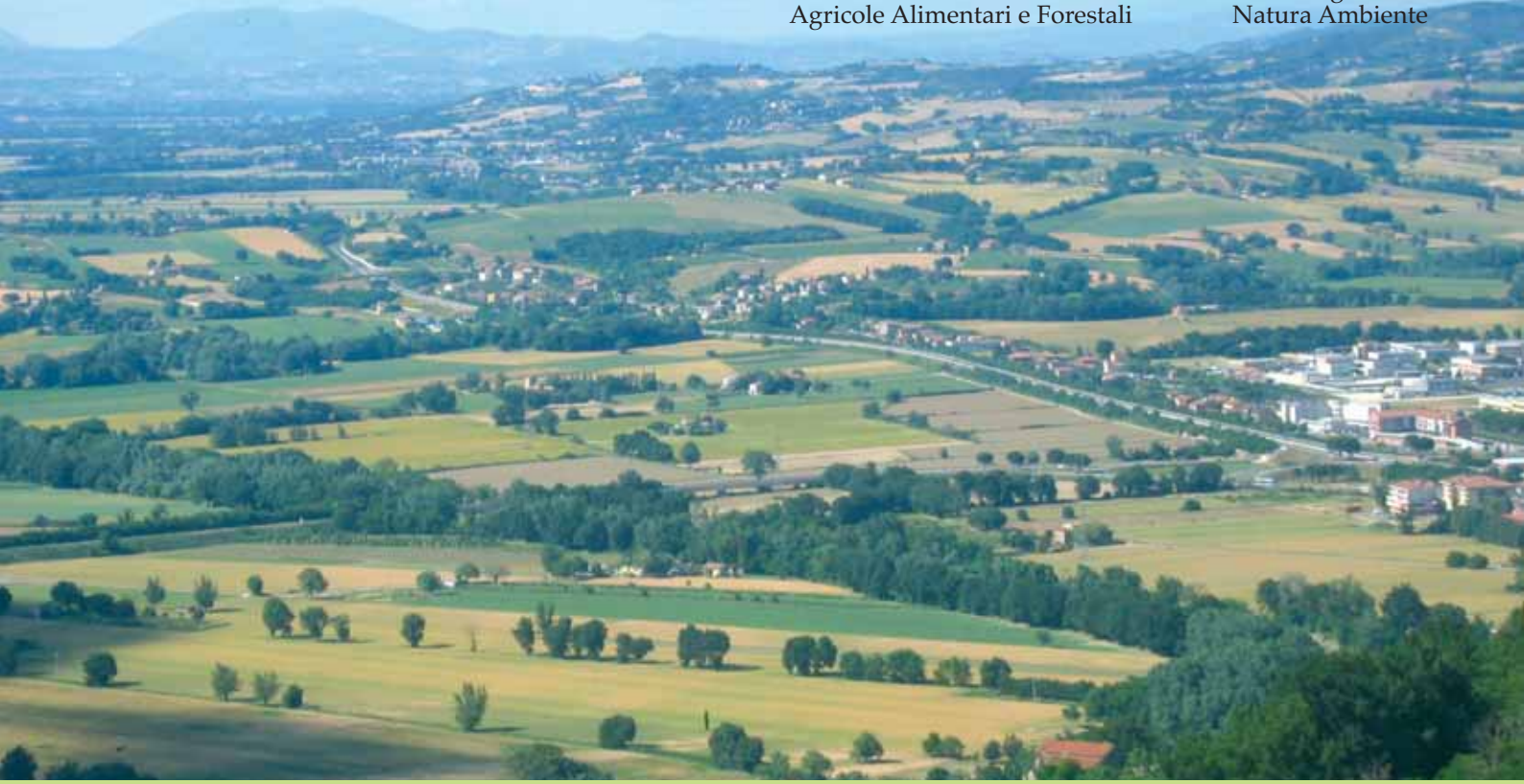
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale (ex Istituto
Nazionale per la Fauna Selvatica)

Ministero delle Politiche
Agricole Alimentari e Forestali

Studi Ecologici Ricerca
Natura Ambiente



Monitoraggio della biodiversità selvatica negli agro-ecosistemi intensivi e semi-intensivi

Metodologie e casi di studio per la verifica della qualità degli ambienti agrari e l'efficacia delle politiche ambientali e agricole

a cura di Marco Genghini

PROGETTO FINALIZZATO M.I.P.A.F.
"La fauna selvatica nella valorizzazione
delle risorse agricole e territoriali"
QUADERNO N. 4

Sottoprogetto C

Monitoraggio della biodiversità selvatica negli agro-ecosistemi intensivi e semi-intensivi

Metodologie e casi di studio per la verifica della qualità degli ambienti agrari e l'efficacia delle politiche ambientali e agricole

a cura di

Marco Genghini

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
ex Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica

Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali

Studi Ecologici Ricerca Natura Ambiente

Comitato Scientifico del Progetto
Mario Lucifero
Augusto Marinelli
Fabio Perco
Marco Genghini

Revisione dei testi
Giovanni Burgio
Giovanna Puppi
Stefano Gellini
Marco Genghini
Alessandra Paladini
Marco Ferretti
Vanessa Di Leo

Redazione del testo
Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS), ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)
Cooperativa Studi Ecologia Ricerche Natura Ambiente (StERNA)

Foto di copertina:
Adriano De Faveri, Riccardo Nardelli, Stefano Lin, Massimo Bertozzi e Marco Genghini

Si raccomanda per la citazione di questo volume la seguente dizione:

GENGHINI, M. (a cura di), 2008. Monitoraggio della biodiversità selvatica negli agro-ecosistemi intensivi e semi-intensivi. Metodologie e casi di studio per la verifica della qualità degli ambienti agrari e l'efficacia delle politiche ambientali e agricole. Ist. Naz. Fauna Selv. (ora I.S.P.R.A)., Min. Pol. Agr. Alim. e For., St.e.r.n.a. Ed. Grafiche 3B, Toscanella di Dozza (BO), 256 pp.

Le ricerche e la pubblicazione sono state finanziate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali nell'ambito del progetto "La fauna selvatica nella valorizzazione delle risorse agricole e territoriali" e dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale).

MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITA' SELVATICA NEGLI AGRO-ECOSISTEMI INTENSIVI E SEMI-INTENSIVI

Metodologie e casi di studio per la verifica della qualità degli ambienti agrari e l'efficacia delle politiche ambientali e agricole

INDICE

Presentazione (G. Blasi) **5**

Introduzione (M. Genghini) **6**

Monitoraggio, indicatori di biodiversità negli ambienti agrari e politiche agro-ambientali: un breve inquadramento della problematica (M. Genghini, L. Bonaviri, V. Di Leo) **11**

Gli insetti come indicatori della qualità degli agro-ecosistemi e degli interventi agro ambientali (G. Burgio, L. Boriani, R. Ferrari, M. Pozzati, D. Sommaggio) **41**
CASI DI STUDIO: 1) Lepidotteri diurni 2) Coleotteri carabidi 3) Ditteri sirfidi 4) Imenotteri Simfiti. 5) Relazioni tra biodiversità vegetale e animale (R. Boriani, G. Burgio, R. Fabbri, M. Marini, F. Pesarini, G. Puppi, D. Sommaggio)

Monitoraggio e gestione della diversità vegetale negli ambienti agrari intensivi e semi-intensivi (G. Puppi) **81**
CASI DI STUDIO: 1) Ruolo della flora e della vegetazione di siepi e prati per la conservazione della fauna negli agro-ecosistemi della pianura emiliana 2) Ricerche sulla flora spontanea di un'azienda agricola emiliana condotta secondo criteri di lotta integrata (G. Puppi, M. Mongardi, M. Sirotti, , D. Ubaldi, A. L. Zanotti)

Valutazione della presenza dell'erpetofauna in agro-ecosistemi di pianura e note conservazionistiche (A. Morisi, S. Lin, P. Balboni) **113**
CASI DI STUDIO: 1) Erpetofauna in diverse condizioni di sviluppo e diffusione delle siepi nella pianura bolognese (A. Morisi, S. Lin, P. Balboni)

I chirotteri come indicatori di qualità degli agro-ecosistemi (A. Paladini, D. Scaravelli) **135**
CASI DI STUDIO: 1) Presenze di chirotteri in frutteti a diversa gestione nella pianura forlivese 2) Interazioni tra gestione agricola, biodiversità e biologia: i mammiferi insettivori e le loro prede come bioindicatori (A. Paladini, D. Scaravelli)

Le comunità ornitiche quali indicatori della qualità degli agro-ecosistemi e delle politiche agro-ambientali (M. Genghini, R. Nardelli, S. Gellini, M. Gustin) **163**
CASI DI STUDIO: 1) Caratteristiche dei margini dei campi e influenza sulle comunità di uccelli: risultati di uno studio svolto nella pianura padana 2) Biodiversità ornitica e paesaggio agricolo 3) L'influenza dei sistemi agricoli e dell'uso del suolo intensivo sulle comunità di uccelli in diversi comuni della Regione Emilia-Romagna 4) Le comunità di uccelli nei maceri del paesaggio agricolo emiliano 5) Aree aperte e avifauna nel Parco dei Laghi di Suviana e Brasimone (M. Genghini, S. Gellini, R. Nardelli, M. Gustin)

Monitoraggio degli habitat e del paesaggio agricolo per la conservazione e gestione della biodiversità selvatica (M. Genghini, M. Ferretti) **221**
CASI DI STUDIO: 1) Evoluzione dell'ecosistema agrario nella pianura emiliano-romagnola e utilizzo di indici di ecologia del paesaggio per valutare gli effetti sulla biodiversita' (M. Genghini, L. Bonaviri, V. Di Leo, A. Palladini)

PRESENTAZIONE

Negli ultimi decenni l'interesse per la difesa degli ecosistemi e della biodiversità ha coinvolto in misura sempre maggiore anche gli ambienti agrari tradizionalmente indirizzati alla produzione alimentare, all'allevamento e alla silvicoltura. Inizialmente, l'attenzione è stata rivolta ai territori più naturali e meno antropizzati, in quanto più interessanti dal punto di vista naturalistico. In seguito però le esigenze della conservazione hanno coinvolto anche le aree prevalentemente coltivate, in quanto soggette alle maggiori perdite di biodiversità e alle emergenze ambientali. Ciò evidentemente assume un particolare significato soprattutto nei paesi più densamente popolati come il Nostro, dove le attività agro-forestali e zootecniche si estendono sulla maggior parte della superficie territoriale, coinvolgendo anche aree di notevole valore naturalistico e interessando numerose specie selvatiche che direttamente o indirettamente sono legate agli ambienti agrari.

I problemi, per ragioni opposte, riguardano sia gli ambienti di coltivazione intensiva di pianura e bassa collina che le aree estensive di medio-alta collina e montagna. Le cause infatti sembrano riconducibili a tre motivazioni principali: 1) la contrazione delle superfici coltivate dovuta all'urbanizzazione, all'industrializzazione ed allo sviluppo delle vie di comunicazione, 2) l'intensificazione e la modernizzazione delle produzioni agricole, che hanno condotto ad una banalizzazione dell'ambiente e ad una riduzione della sua qualità, 3) lo spopolamento, l'abbandono e la marginalizzazione delle aree di collina e di montagna, che determinano la riduzione e la scomparsa di ambienti modellati per centinaia di anni dall'opera dell'uomo agricoltore ed allevatore, caratterizzati da un elevato indice di ecotono e da una notevole ricchezza ambientale e faunistica, oltre che da un non sostituibile valore paesaggistico, culturale e storico.

Anche nelle aree prevalentemente coltivate, oltre alle evidenti cause di impatto, non si può non ricordare come l'agricoltura abbia svolto e continui a svolgere funzioni importanti per la creazione e il mantenimento della biodiversità del territorio: attraverso la diffusione del mosaico di ambienti reso possibile dall'alternanza dei campi coltivati con i margini di siepi, alberature, boschetti, fossi, canali, aste fluviali e l'eterogeneità ambientale determinata dalle rotazioni colturali. Questi fattori, uniti all'offerta pabulare di alto valore energetico creata dalle colture, determinano potenzialmente un'elevata capacità portante degli agro-ecosistemi dal punto di vista biologico e faunistico. Quest'ultima però può essere fortemente compromessa dall'eccessiva intensità delle produzioni, da una esagerata semplificazione degli ambienti di coltivazione e dalla totale disattenzione nei confronti dell'ambiente.

Il corretto equilibrio tra attività produttive del settore primario e protezione del territorio va ricercato attraverso l'attenta e puntuale applicazione delle politiche agricole e ambientali a disposizione. Gli strumenti attualmente disponibili consentono infatti di applicare appropriate misure di protezione ambientale per vincolare le attività produttive nelle aree di maggiore interesse o caratterizzate da forti emergenze ambientali; allo stesso tempo, le sovvenzioni offerte dalla politica agricola comune consentono l'adozione di sistemi di produzione a minor impatto ambientale e l'applicazione di specifiche misure di mitigazione per ridurre gli effetti dannosi di certe pratiche agricole.

Tali azioni, dopo le prime misure agro-ambientali degli anni 90', attualmente trovano applicazione nell'ultima riforma della Politica agricola comune (Pac), inaugurata con l'approvazione di Agenda 2000, a cui hanno fatto seguito i regolamenti sulla condizionalità (1782/03 e succ.) e sullo sviluppo rurale (1698/05 e succ.), che hanno contribuito a dare un forte impulso all'integrazione tra politiche agricole e politiche ambientali. In questo quadro

trovano piena attuazione le direttive comunitarie che direttamente o indirettamente contribuiscono alla salvaguardia della biodiversità (Ramsar, Cites, V.I.A., Life, "Uccelli" e "Habitat") e che si concretizzano con la successiva adozione e applicazione dei Piani d'Azione, in particolare di quello a favore della biodiversità in agricoltura. In questo contesto, uno strumento di programmazione fondamentale della politica agricola comunitaria è rappresentato dal Piano Strategico Nazionale (PSN), che trova attuazione attraverso ventuno Programmi regionali di sviluppo rurale (Psr) e il programma Rete rurale nazionale.

In relazione a queste esigenze e allo scenario che si verrà a determinare nei prossimi anni, è necessario individuare nuove e idonee soluzioni normative e tecnico-produttive da applicare nel breve, medio e lungo periodo, al fine di migliorare l'integrazione tra produzione agro-forestale e conservazione dell'ambiente.

In questo contesto si insericono e devono essere sviluppate iniziative di ricerca come quelle qui presentate, dove le materie tradizionalmente indirizzate agli studi sulla biologia e l'ecologia delle specie selvatiche e degli habitat naturali devono adeguatamente integrarsi con le discipline di studio della produzione agricola e dell'economia delle risorse naturali, in una prospettiva di gestione e sviluppo sostenibile del territorio.

Il monitoraggio degli habitat e delle specie selvatiche negli ambienti agricoli, che nella strategia nazionale dello sviluppo rurale è ripreso attraverso appropriati indicatori inseriti nel Quadro comune di monitoraggio e valutazione (QCMV), deve facilitare l'individuazione delle maggiori criticità e delle situazioni di maggiore interesse. Ci riferiamo in particolare ai cosiddetti habitat agricoli di elevato valore naturalistico (*High Nature Value Farmland*) e alle specie in pericolo, di importanza fondamentale per la conservazione della biodiversità negli ambienti agrari. Individuate queste situazioni, dovrebbero essere adottati i sistemi e le forme di produzione agricola più sostenibili e a minor impatto ambientale, comprendendo in quest'ambito anche il miglioramento dei sistemi già esistenti (agricoltura biologica e integrata, sistemi di lavorazione e gestione conservativa dei terreni, ecc.). Ciò dovrebbe coinvolgere tutto il territorio agro-forestale, seppure una certa priorità dovrà andare alle aree protette (Natura 2000, parchi e riserve) e alle zone con maggiori emergenze ambientali.

Giuseppe Blasi
Direttore generale dello sviluppo rurale
delle infrastrutture e dei servizi.
Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali

INTRODUZIONE

Marco Genghini[1]

Nell'ambito del progetto di ricerca "La fauna selvatica nella valorizzazione delle risorse agricole e territoriali", suddiviso in sottoprogetti indirizzati alle principali aree geografico-altitudinali del territorio nazionale, il sottoprogetto "Compatibilità tra agricoltura e fauna negli agro-ecosistemi intensivi" si è occupato delle problematiche presenti nei territori di pianura e prima collina, laddove cioè esiste la maggiore concentrazione di attività antropiche e l'agricoltura presenta caratteristiche tipicamente di produzione intensiva.

Nonostante i problemi di gestione faunistica e di conservazione della biodiversità siano riferibili a principi generali comunque validi nelle diverse condizioni ambientali o geografiche, è evidente che le tematiche possono diversificarsi notevolmente, assumendo caratteristiche specifiche, a seconda dell'area geografica o del territorio in cui ci troviamo. In particolare considerando il rapporto tra specie selvatiche e agricoltura la distinzione approssimativa in due grandi aree geografico-altitudinali, le zone di pianura, bassa e media collina da una parte e le aree di alta collina e montagna dall'altra, ci permette di identificare due situazioni in cui questo rapporto si differenzia notevolmente. Nel primo caso, oggetto delle ricerche qui presentate, le attività antropiche e agricole hanno condizionato e continuano ad influenzare fortemente gli habitat e le specie selvatiche, limitando le aree semi-naturali e non coltivate a piccole porzioni e percentuali della superficie territoriale. Da un punto di vista altitudinale questi territori comprendono certamente tutte le aree di pianura ma coinvolgono solo una parte di quelle collinari; le aree più "dolci" e a minor pendenza che consentono alle attività agricole di mantenere una certa intensità.[2]

In questi ambienti vi è di fatto una sottintesa priorità all'utilizzazione a fini produttivi delle risorse naturali, nonostante le politiche di tutela dell'ambiente siano sempre più influenti e ritaglino sempre maggiori spazi da proteggere, per ragioni di interesse naturalistico o per la presenza di emergenze ambientali (inquinamento, perdite di biodiversità, scomparsa di paesaggi, ecc.). In queste aree l'ambiente tende ad essere prevalentemente "sulla difensiva" e ciò spiega anche il titolo del sottoprogetto, dove per compatibilità si intende appunto la ricerca di un equilibrio, tra le finalità produttive e la difesa dell'ambiente.

Delle componenti ambientali ed emergenze naturalistiche presenti in questi ambienti, il progetto ha focalizzato l'attenzione sulla biodiversità ed in particolare sugli habitat e le specie selvatiche caratteristiche di queste aree.

Naturalmente non potendo studiare tutte le specie, per ovvie limitazioni di budget, sono state prese in considerazione le classi e le componenti ritenute più significative per gli ambienti agricoli o più prossime alla fauna selvatica omeoterma, istituzionalmente oggetto di gestione e di interesse da parte dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica[3] , responsabile del Coordinamento generale del progetto e del sottoprogetto. Le specie studiate sono state: gli uccelli, i micromammiferi, i chirotteri, gli anfibi e i rettili. A queste si sono aggiunte la flora, componente fondamentale degli habitat delle diverse specie, e l'habitat fine a se stesso come componente a scala di paesaggio dell'ambiente agricolo. In questo studio non sono state prese in esame altre specie (in particolare galliformi, lagomorfi, ungulati e acquatici) in quanto già studiate in altre iniziative di ricerca e monitoraggio svolte dall'Istituto e perché non considerate tradizionalmente tra le principali specie indicatrici di biodiversità degli

[1] Ricercatore dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, responsabile del coordinamento del sottoprogetto.
[2] Come noto, le statistiche agrarie, dal punto di vista altitudinale, definiscono la pianura come le terre emerse fino all'altitudine di 200 metri s.l.m., la collina, il territorio dai 200 metri ai 600 metri s.l.m. e la montagna, le aree oltre i 600 m. s.l.m.
[3] Ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

ambienti agricoli intensivi e semi-intensivi, seppure alcune di queste (in particolare galliformi e lepre) siano abituali frequentatrici di queste aree.[4]

Gli obiettivi delle ricerche sviluppate in questo sottoprogetto hanno riguardato principalmente: l'approfondimento delle conoscenze sulle specie considerate, l'individuazione delle metodologie di monitoraggio più adatte a questo genere di studi, la verifica delle esigenze e dei problemi di gestione e conservazione. Quanto sopra avendo come riferimento territoriale soprattutto gli habitat agricoli intensivamente coltivati. Ciò con il fine anche di contribuire allo studio delle cause di riduzione della biodiversità, di fornire degli elementi per una migliore gestione di questi territori e di cercare di invertire il *trend* negativo già in atto da diversi anni.

Il progetto è stato impostato in modo da favorire un'integrazione tra i gruppi di lavoro specializzati su una o più specie, individuando delle aree di studio comuni e cercando di ottenere un risultato integrato e complessivo per le diverse componenti della biodiversità. Naturalmente questa sovrapposizione delle aree campione non poteva realizzarsi in senso assoluto in quanto ogni specie è studiata ad una determinata scala. Si è però ugualmente cercato di mantenere questa impostazione sovrapponendo fra loro aree di studio di diverse dimensioni. Ciò può aver complicato le fasi organizzative del progetto, ma ha valorizzato lo studio per quanto riguarda la sua completezza e interdisciplinarietà. Progetti di ricerca con queste caratteristiche sono da ritenersi ancora abbastanza rari nel panorama delle ricerche nazionali ed anche internazionali.

Quanto riportato in questo quaderno rappresenta solo un primo "report" dei risultati e delle analisi realizzate, ulteriori approfondimenti saranno sviluppati successivamente su riviste specializzate cercando di mantenere questa impostazione multidisciplinare che ha rappresentato un vero e proprio obiettivo metodologico dell'iniziativa.

Attraverso la realizzazione di questo quaderno, si è cercato di non fermarsi alla sola presentazione dei risultati delle singole ricerche. Data l'opportunità di riunire diversi esperti del settore "attorno ad un tavolo" per trattare di una problematica così attuale, quale appunto quella della biodiversità negli ambienti agricoli, si è cercato di orientare i singoli contributi su aspetti che avessero una ricaduta applicativa nel processo di integrazione delle politiche ambientali nella PAC. Gli autori sono stati pertanto stimolati a fornire prescrizioni e raccomandazioni di carattere gestionale, per ognuna delle specie e componenti ambientali considerate, da proporre ed applicare nella futura gestione del territorio agro-forestale.

Un altro aspetto su cui si è posta particolare attenzione è stato quello delle metodologie di monitoraggio delle azioni di politica agro-ambientale a favore della biodiversità. Il monitoraggio rappresenta uno degli elementi innovativi principali proposti e inseriti nei più recenti provvedimenti comunitari ed è un aspetto chiave per la verifica della validità delle misure e delle azioni nei confronti delle diverse componenti della biodiversità.

In relazione a questi obiettivi è stato richiesto ai singoli responsabili delle ricerche e autori dei testi, di seguire uno schema coordinato e definito di presentazione dei lavori. Lo schema prevedeva per ogni contributo una parte generale e una specifica relativa ai casi di studio. Questi ultimi dovevano riguardare prioritariamente ricerche sviluppate nell'ambito del progetto, o secondariamente, altri progetti recenti strettamente attinenti alla problematica.

La parte generale di ogni contributo ha previsto pertanto un primo paragrafo relativo

[4] Tra le ricerche sviluppate dall'Istituto sulle tecniche di rilevamento e monitoraggio di mammiferi e uccelli si ricorda: Meriggi, A. 1990: Analisi critica di alcuni metodi di censimento della fauna selvatica (*Aves, Mamalia*). Aspetti teorici e applicativi. Ricerche di Biologia della Selvaggina, 83: 1-59. Bacetti, N., Dall'Antona, P., Magagnoli, P., Melega, L., Serra, L., Soldatini, C., Zenatello, M. 2002: Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna, 111: 1-240. Macchio, S., Messineo, A., Spina, F. 2002: Attività di alcune stazioni di inanellamento italiane: aspetti metodologici finalizzati al monitoraggio ambientale. Biol. Cons. Fauna, 110: 1-596. Agnelli, P., Martinoli, A., Patriarca, E., Russo, D., Scaravelli, D., Genovesi, P. 2004: Linee guida per il monitoraggio dei chirotteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia. Quad. Cons. Natura. Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica, 19: 1-216. Franzetti, B., Focardi, S. 2006: La stima di popolazione di ungulati mediante *distance sampling* e termocamera a infrarossi. Min. Politiche Agricole, Alimentari e Forestali – Ist. Naz. Fauna Selvatica. Documenti Tecnici, 26: 1-88.

allo stato dell'arte della problematica di conservazione e utilizzo della specie a fini di monitoraggio dell'ambiente ed in particolare degli habitat agricoli. Il secondo e terzo paragrafo sono stati dedicati agli aspetti metodologici relativi: sia alle tecniche di rilevamento quali/quantitativo delle specie in natura, sia ai metodi di analisi statistica dei dati ed eventualmente di confronto (spazio/temporale) delle aree di studio. Relativamente alle metodologie di rilevamento sul campo, è stata sottolineata l'importanza di riportare ed esporre le tecniche più adatte al monitoraggio specifico negli ambienti agrari e soprattutto la verifica dell'efficacia, per la specie in questione, delle misure previste dalle attuali politiche agro-ambientali. Tali indicazioni evidentemente hanno privilegiato la scelta di metodologie di rilevamento e monitoraggio più facilmente standardizzabili e applicabili ai programmi di rilevamento su ampia scala, con costi unitari più contenuti adatti ad essere impiegati anche per ricerche *low budget*. L'ultimo paragrafo della parte generale è stato dedicato alle proposte e applicazioni di gestione degli habitat agricoli, naturalmente nell'ottica di una conservazione e promozione della biodiversità. In questo paragrafo sono state comprese anche le analisi bibliografiche dei risultati ottenuti da altri autori e altre ricerche relativamente alle applicazioni e alle misure di gestione del territorio e delle aziende agricole. Dopo la parte generale relativa ad ogni specie o gruppo di specie, sono stati riportati i singoli casi di studio, che potevano essere in numero diverso a seconda delle ricerche realizzate nell'ambito del progetto o delle iniziative particolari attinenti alla problematica.

Nell'ambito di questo quadro indicativo di presentazione ogni Autore ha poi svolto, a propria discrezione e professionalità, la tematica a Lui affidata.

Il lavoro di coordinamento ha previsto, oltre alla fase iniziale di impostazione delle ricerche, la fase di controllo delle attività durante gli anni di svolgimento del progetto, quella di collegamento con il personale amministrativo delle singole unità operative, con il Coordinamento generale e con il MIPAF. L'ultima parte di questo lavoro, probabilmente la più impegnativa, ha riguardato l'organizzazione, la raccolta del materiale, l'omogeneizzazione e la redazione dei risultati presentati in questo quaderno. Quest'ultima parte di attività, svolta e completata anche per gli altri sottoprogetti, non è certamente da considerare scontata nell'ambito dei progetti di ricerca finalizzati. Fin dalle fasi iniziali di impostazione del progetto questa ha rappresentato una precisa e determinata volontà del Coordinamento generale che ha voluto destinare una parte delle risorse ricevute proprio alla realizzazione di documenti finali che potessero assolvere all'importante compito della divulgazione delle informazioni e delle conoscenze che queste iniziative devono avere.

Il testo prevede, dopo la presentazione e l'introduzione, un capitolo propedeutico di inquadramento relativo agli aspetti di base del monitoraggio della biodiversità, nel quale vengono trattati gli indicatori e il ruolo di questi nell'ambito delle attuali politiche agricole e ambientali, ogni capitolo successivo è dedicato ad un gruppo di specie di particolare interesse per il monitoraggio degli ambienti agrari. Si inizia dagli insetti, per passare alle piante ed in particolare alla vegetazione spontanea del campo coltivato. Vengono poi trattati gli anfibi e i rettili insieme, i chirotteri e le comunità ornitiche. Infine si è ritenuto opportuno sviluppare un capitolo specifico per il monitoraggio degli habitat agricoli considerati, in questo caso, come componente a se stante, a scala di paesaggio, della biodiversità.

Con questo studio non si ritiene certamente di aver trattato la problematica in modo esaustivo quanto di aver fornito degli elementi utili di approfondimento da integrare a quelli già esistenti e a quelli che nei prossimi anni verranno sviluppati sull'argomento.

MONITORAGGIO, INDICATORI DI BIODIVERSITÀ NEGLI AMBIENTI AGRARI E POLITICHE AGRO-AMBIENTALI: UN BREVE INQUADRAMENTO DELLA PROBLEMATICA

Marco Genghini[1], Lucas Bonaviri [1] e Vanessa di Leo[1]

Introduzione

Monitoraggio e biodiversita'
- Definizioni
- Obiettivi del monitoraggio della biodiversità
- Priorità o criticità

Biodiversita' e agricoltura

Indicatori e indici
- Definizioni
- Il modello DPSIR
- Principali iniziative internazionali sugli indicatori ambientali
  - *Altre iniziative internazionali*
- Il quadro nazionale

Monitoraggio della biodiversità nei recenti Piani di Sviluppo Rurale (2007-2013)
- Il monitoraggio nei PSR regionali

Bibliografia

[1] Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS), ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

Introduzione

La biodiversità è ritenuta essenziale come componente degli ecosistemi e per il benessere umano. Contribuisce alla prosperità materiale, alla sicurezza, alla capacità di recupero, alle relazioni sociali, alla salute, alle libertà e alle scelte. Si comprende, al di là di questa affermazione forse anche troppo onnicomprensiva riportata nella 4° Conferenza Intergovernamentale sulla Biodiversità in Europa (Council of Europe e UNEP 2006), l'importanza che può avere la biodiversità per gli esseri umani e per il mondo in cui viviamo.

Dalla Convenzione di Rio de Janeiro del 1992 sulla Diversità Biologica (CBD) le iniziative, gli accordi, gli impegni a favore e in difesa della biodiversità si sono diffusi in maniera crescente. Nel 1998, l'Unione Europea ha adottato la "Strategia comunitaria per la diversità biologica", con la quale ha inteso prevedere, prevenire e contrastare le cause della riduzione o perdita di biodiversità. Questa strategia trova attuazione nella Rete Natura 2000, e più in generale nella piena applicazione delle direttive comunitarie, degli accordi internazionali e dei piani d'azione che direttamente o indirettamente contribuiscono alla salvaguardia della biodiversità (Direttive "Uccelli" 79/409, "Habitat" 92/43, Convenzione di Ramsar, accordi CITES, Commissione sullo sviluppo sostenibile, ecc.).

Gli intenti comunitari si concretizzano nel Consiglio Europeo di Göteborg del 2001 quando viene approvata la Strategia dell'Unione Europea per lo sviluppo sostenibile come obiettivo centrale di tutti i settori e di tutte le politiche. Nel Sesto Programma d'Azione per l'Ambiente (2002) venivano poi individuati gli obiettivi generali e le priorità dell'Unione Europea per i prossimi dieci anni per fermare il declino della biodiversità. In seguito, nella Conferenza di Malahide (2004) è stato approvato un documento in cui viene aggiornata la strategia comunitaria sulla biodiversità, vengono ridefinite le priorità e 18 obiettivi principali per il 2010. Nella stessa conferenza è inoltre presentata l'iniziativa dell'IUCN (*International Union for the Conservation of Nature*) definita "*Countdown* 2010" per arrestare il declino della biodiversità entro questo termine (MIPAAF 2006).

Parallelamente a queste iniziative e considerando in particolare la politica agricola dell'Unione Europea sono state intraprese una serie di azioni, dal trattato di Amsterdam (1997) ai mandati di Cardiff (1998) e Vienna (1998), alle Comunicazioni della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo del 2000 e 2001 con il fine di favorire l'integrazione della problematica ambientale nella Politica Agricola Comune (PAC). E' stato quindi definito un Piano d'azione a favore della biodiversità in agricoltura e sono stati messi a punto una serie di indicatori per monitorare questa integrazione. Tali azioni si sono concretizzate nell'ultima riforma della PAC, con Agenda 2000 e i regolamenti sulla condizionalità (Reg. CE 1272/03), sullo sviluppo rurale (Reg. CE 1698/05) e successivi.

Il problema della conservazione della biodiversità è certamente molto vasto e articolato e non intendiamo qui affrontarlo in modo esaustivo. Ciò che ci interessa approfondire in quest'ambito è il monitoraggio della biodiversità negli ambienti agrari e gli strumenti politico-amministrativi utilizzati allo scopo: gli indicatori. Appare però ugualmente necessario, ai fini di una maggiore comprensione della problematica, inquadrare questi aspetti specifici nel contesto più generale.

Si è ritenuto utile perciò soffermarsi su alcune definizioni relative al concetto di biodiversità e di monitoraggio, sugli obiettivi e sulle priorità da considerare negli studi indirizzati a queste tematiche, affrontando l'argomento specifico del territorio e delle attività agricole. Uno degli aspetti centrali è stato quello degli indicatori al quale è stata dedicata particolare attenzione. Sono state prese in esame le numerose iniziative sviluppate negli ultimi anni a livello nazionale ed internazionale. Tra queste in particolare il modello Determinanti-Pressioni-Stato-Impatti-Risposte (DPSIR), le iniziative dell'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE), della Commissione per lo Sviluppo Sostenibile delle Nazioni Unite, dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (AEA), dell'EUROSTAT[1] e su quanto previsto

a livello nazionale. Infine un paragrafo specifico è stato dedicato alle recenti politiche agro-ambientali comunitarie e ai regolamenti sullo sviluppo rurale, anche a livello di singoli piani regionali.

Monitoraggio e biodiversità

Definizioni

Tra le componenti ambientali la biodiversità è probabilmente quella più complessa, più difficilmente definibile e certamente più articolata. Il termine italiano traduce quello inglese di "*biodiversity*", ottenuto per abbreviazione da "*biological diversity*", "diversità biologica".

Nell'ambito della direttiva europea sulla valutazione di impatto ambientale dei progetti (85/377/CEE), venivano individuate diverse componenti e fattori ambientali da prendere in considerazione, tra questi in particolare: l'atmosfera, l'ambiente idrico, il suolo e sottosuolo, la vegetazione, la flora, la fauna, gli ecosistemi, la salute pubblica, il paesaggio, ecc. E' evidente come la biodiversità comprenda più di una di queste componenti o fattori. Citando alcune tra le definizioni più complete, la biodiversità può essere definita come: la varietà della vita in tutte le sue forme, a tutti i livelli e in tutte le sue interazioni. Essa comprende la varietà di animali, piante e microrganismi, a livello genetico, di specie e di ecosistemi. In particolare la biodiversità agricola include tutte le componenti della diversità biologica rilevanti per l'alimentazione e l'agricoltura e tutte le componenti della diversità biologica che costituiscono l'ecosistema agricolo (Commissione Europea 2004). Secondo l'OECD (1999a) per biodiversità è da intendersi, la variabilità tra gli organismi viventi provenienti da qualsiasi origine, inclusi gli ecosistemi *inter alia*, terrestri, marini e acquatici e i complessi ecologici di cui questi sono parte, ciò comprende la diversità all'interno delle specie, tra le specie e degli ecosistemi. McNeely ed altri autori (1990), in un lavoro sviluppato dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (UICN), ritengono che la "diversità biologica" comprenda tutte le specie di piante, animali e microrganismi, gli ecosistemi ed i processi ecologici dei quali questi sono parte. Gli economisti Pearce e Moran (1995) affermano che la biodiversità può essere descritta in termini di geni, specie ed ecosistemi, corrispondenti a tre livelli di organizzazione biologica fondamentali e gerarchicamente correlati. Se consideriamo il concetto di biodiversità in relazione all'agricoltura vengono distinte: 1) una diversità genetica, all'interno delle specie, relativa alla diversità dei geni tra le specie domestiche di piante e di animali ed i loro "progenitori" selvatici; 2) una diversità tra le specie, intesa come numero e popolazioni di specie selvatiche (di flora e fauna) coinvolte dall'agricoltura, incluse le biocenosi del suolo e gli effetti delle specie invasive sull'agricoltura e sulla biodiversità; 3) una diversità degli ecosistemi, intesi come gli ecosistemi formati dalle popolazioni e dalle specie significative per l'agricoltura (OECD 1999a). In modo più semplice, ma anche più generale e meno collegato alle problematiche agricole, la stessa distinzione viene fatta nella convenzione sulla biodiversità, prevedendo: 1) una diversità genetica, intesa come la totalità dei geni e delle caratteristiche genetiche degli individui di ciascuna specie; 2) una diversità tra le specie, intesa come complesso delle specie che attualmente vivono sul pianeta; 3) una diversità degli ecosistemi intesi come varietà degli ecosistemi presenti sulla terra (Convenzione per la Diversità Biologica, 1998). La medesima distinzione viene ripresa dal gruppo di lavoro del Centro Tematico Nazionale Conservazione della Natura (CTN_CON) che all'interno della seconda componente individuata, la biodiversità specifica, richiama la nota distinzione tra: a) "Alfa" (α) biodiversità, cioè la diversità a livello di specie all'interno di un habitat a partire da una lista nota, b) "Beta" (β) biodiversità, cioè la diversità a livello di specie in un mosaico di habitat, e c) "Gamma" (γ) biodiversità, cioè la diversità a livello di specie rare/minacciate presenti in

[1] Nel testo si farà riferimento agli acronimi in inglese di queste organizzazioni richiamati dalla bibliografia come di seguito indicato: Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), European Environmental Agency (EEA) e United Nation Commission on Sustainable Development (UNCSD).

una data regione biogeografia o su scala nazionale valutate sulla base di liste rosse internazionali e sulla variazione della consistenza degli effettivi di ogni specie (APAT 2002b).

Considerata la complessità e l'articolazione del concetto di biodiversità, si comprende come il suo monitoraggio e la definizione di tecniche adeguate per realizzarlo, sia un aspetto relativamente recente da considerare ancor oggi non completamente definito né risolto. Infatti, un metodo affidabile e universalmente riconosciuto ed applicato per una valutazione quantitativa della biodiversità ancora manca (APAT 2006).

La biodiversità può essere misurata direttamente nei suoi più evidenti aspetti strutturali e composizionali (numero di specie, numero di habitat, ecc.), tuttavia se considerata solamente in termini di numero di specie presenti, il suo significato appare abbastanza limitato e poco utile. Per i vertebrati ad esempio appare più significativo un dato di variazione delle densità in un determinato territorio rispetto alla presenza-assenza di una specie (APAT 2002b). Un altro aspetto considerato "più vero e più importante" è quello di tipo funzionale in quanto essa può essere considerata una misura del grado di resilienza di un ambiente o di un ecosistema (Holling 1978)[2].

Passando ora al concetto di monitoraggio, letteralmente per monitoraggio intendiamo una verifica, un controllo di qualcosa o di una situazione, includendo però all'interno di questa definizione anche il concetto di continuità; cioè la possibilità di controllare e ricontrollare durante un evento il successo dello stesso. In altri termini il monitoraggio può essere inteso come il controllo dell'andamento di fenomeni fisici, chimici, biologici e fisiologici mediante monitor, quindi in modo ripetuto o continuo. O ancora, la registrazione continua, o a tempi determinati, di un fenomeno. L'atto di osservare (o registrare) qualcosa.

Mentre in passato il termine monitoraggio era più comunemente impiegato in medicina e in biologia, recentemente è molto frequente sentir parlare di monitoraggio ambientale. Forse perché siamo sempre più in presenza di un ambiente malato, che necessità di un continuo controllo e verifica, o forse perché l'attenzione nei confronti dell'ambiente e della sua protezione è un fatto relativamente recente e gli strumenti di verifica e controllo si sono affinati solo ultimamente (Genghini 1991).

Obiettivi del monitoraggio della biodiversità

Un aspetto fondamentale che entra in gioco affrontando il problema del monitoraggio della biodiversità è quello relativo agli obiettivi. Quali sono e devono essere gli obiettivi di questo monitoraggio?

Certamente tra gli obiettivi principali diversi autori riconoscono quello della conoscenza della biodiversità. "L'esigenza di una rete di monitoraggio della biodiversità nasce dalla consapevolezza del fatto che non è possibile gestire e preservare un bene che non si conosce: appare attualmente indispensabile acquisire un livello di conoscenza della biodiversità alimentata da informazioni concrete e non basate su assunti preventivi e categorici per supportare scelte gestionali e di conservazione spesso irreversibili" (APAT 2006). Riferendosi al concetto di sviluppo sostenibile, Blasi (2005), afferma che "…la conoscenza della biodiversità diviene elemento essenziale di monitoraggio, di valutazione, di pianificazione, di gestione e quindi di conservazione" in quanto "…il livello di conoscenza dei fenomeni che stanno avvenendo nei diversi sistemi ambientali del pianeta è veramente molto limitato", quindi è necessaria, prima di tutto una conoscenza della biodiversità prima ancora di definire le strategie per la sua salvaguardia. A questo riguardo è utile ricordare che "il monitoraggio e la conseguente valutazione dello stato oggettivo e della prevedibile evoluzione della biodiversità rappresentano, più che un impegno, un obbligo per le Istituzioni di ogni nazione; obbligo che è sancito a livello sopranazionale, ad esempio dall'art. 7 della Convenzione

[2] La resilienza è intesa come la capacità di ripristino della funzionalità degli ecosistemi, a fronte delle inevitabili perturbazioni di tipo climatico e antropico a cui gli stessi ecosistemi vanno sempre incontro (APAT 2006).

sulla Diversità Biologica, a carattere globale, o dall'art. 11 della Direttiva UE sulla Flora, Fauna e Habitat…" (Carraciolo e Treves 2005).

Certamente un altro degli obiettivi base del monitoraggio della biodiversità è rappresentato dalla necessità di una sua conservazione. Si parla infatti più spesso di perdita, minaccia, declino e riduzione della biodiversità. Blasi (2003) infatti sostiene che "…forse sarebbe più corretto parlare di attenzione per la conservazione della biodiversità". Meno frequentemente si sente invece parlare di gestione o promozione della biodiversità, forse perché il termine conservazione li comprende entrambi e perché assistendo ad una costante e continua riduzione della biodiversità, la preoccupazione principale è quella di arrestare o rallentare questa tendenza prima di pensare ad una sua promozione.

A questo proposito appare però importante cercare di definire meglio cosa intendiamo per declino o riduzione della biodiversità o cosa di questo è più preoccupante. Il gruppo di lavoro CTN_CON, denominato successivamente Natura e Biodiversità (CTN_NEB), distingue ad esempio i seguenti aspetti: il problema dell'estinzione delle specie, della scomparsa definitiva di specie per migrazione, della scomparsa temporanea di specie e habitat per variazioni di condizioni ambientali, della riduzione della varietà nelle biocenosi (banalizzazione) e della riduzione della qualità ed efficienza di organismi e habitat (degradazione e/o degenerazione) (APAT 2003).

Un altro aspetto interessante che rientra tra gli obiettivi principali del monitoraggio della biodiversità è rappresentato dalla volontà ed esigenza di indagare sulle cause di questa perdita continua. L'obiettivo diventa in questo caso più specifico e il monitoraggio verrebbe indirizzato prevalentemente ad uno degli aspetti della conservazione della biodiversità. Sala et al. (2000) identificano cinque importanti fattori (*driver*) che determinano i cambiamenti della biodiversità a scala globale: i cambiamenti dell'uso del suolo, i cambiamenti climatici, l'aumento della concentrazione di anidride carbonica atmosferica, le deposizioni azotate e le piogge acide, l'introduzione di specie animali e vegetali esotiche. I cambiamenti dell'uso del suolo sembrano essere il fattore più importante in quanto determinano una perdita di habitat a cui è collegata una rapida estinzione di specie (Manes e Capogna 2005a). Ma a monte di questi cambiamenti dell'uso del suolo vi sono evidentemente delle altre cause primigenie, che gli stessi autori individuano nell'espansione della popolazione umana che converte gli ecosistemi naturali in ecosistemi dominati dall'uomo. A questa espansione della popolazione umana appare opportuno affiancare anche i concetti dei valori e dei desiderata della specie umana che evidentemente condizionano il come, quando, quanto e perché dell'uso del suolo e delle risorse naturali (tra cui anche la biodiversità). Le principali cause dei cambiamenti dell'uso del suolo sono quindi attribuibili all'attività agricola e agli insediamenti umani (residenziali, industriali e vie di comunicazione).

Ciò rappresenta però un quadro noto e conosciuto determinato dalle esigenze umane primarie nel quale ci troviamo a vivere da diverse decine di anni, ma che ormai deve essere considerato come la situazione di partenza da cui procedere per intraprendere azioni future a favore della biodiversità.

Criticità o Priorità

Il gruppo di lavoro "Natura e Biodiversità", pone l'accento sulla presenza di determinate criticità collegando le cause con le priorità d'azione. Tra i principali nodi critici individua (tabella 1) quelli connessi a: i cambiamenti globali (cambiamenti climatici, desertificazione, acidificazione atmosferica, ecc.), all'intensificazione e diffusione delle pressioni antropiche (urbanizzazione, degrado degli ambienti umidi e marini, problemi idrogeologici ed erosivi, aumento dei diversi tipi di inquinamento, banalizzazione del territorio, ecc.), alla redistribuzione spaziale degli insediamenti e delle attività umane (spopolamento e abbandono di certi territori e attività, di paesaggi, ecc.) (APAT 2002b).

Tabella 1. Principali criticità da considerare ai fini della costruzione della rete di monitoraggio nazionale (ANPA 2001, modificato).

Criticità connesse ai cambiamenti climatici
Fusione dei ghiacciai ed analoghi effetti dei cambiamenti climatici.
Desertificazione.
Alterazioni dei cicli delle acque, innalzamento livelli marini e picchi di piena, ecc.
Inquinamenti di lunga distanza, acidificazione atmosferica, ecc.
Criticità connesse all'intensificazione e diffusione delle pressioni antropiche
Distruzione, degrado, "mutilazione" di ambienti umidi, di aree marino-costiere ed altri habitat di pregio dovuti all'espansione urbana e allo sviluppo della mobilità e del turismo, alla navigazione, alla pesca commerciale ed al sovrasfruttamento delle risorse biologiche.
Accentuazione dei processi erosivi, frane e dissesti, rischi idraulici e idrogeologici per effetto dell'urbanizzazione impropria (abusiva e non), dell'"artificializzazione" eccessiva delle reti idrografiche, dell'"accanimento ingegneristico" nei confronti del territorio.
Sprechi e consumi insostenibili di energia e di risorse scarse (risorse idriche, suoli di elevata capacità, formazioni forestali di pregio e boschi vetusti, ecc.), per effetto della dispersione insediativa, dello sviluppo del turismo e delle modificazioni nei modelli di consumo e di mobilità.
Effetti dell'aumento del traffico, dell'urbanizzazione e di sviluppi tecnologici insostenibili che determinano inquinamento dell'aria, dell'acqua e del suolo, eutrofizzazione, inquinamento acustico e luminoso, "emergenza rifiuti", diffusione di rischi accidentali, contaminazioni genetiche nocive, introduzione di specie aliene.
Perdita di diversità paesistica, erosione delle matrici rurali e dei paesaggi agrari (soprattutto di quelli "di piccola scala"), uniformazione ed ipersemplificazione paesistica per effetto dell'industrializzazione e "modernizzazione" dell'agricoltura e delle attività selvicolturali.
Frammentazione delle matrici ecologiche per effetto dell'espansione urbana, della diffusione pervasiva delle maglie infrastrutturali, dello sviluppo della mobilità e del turismo.
Criticità connesse alla ridistribuzione spaziale degli insediamenti e delle attività antropiche, all'esodo montano e rurale, all'indebolimento o alla scomparsa delle attività di presidio e manutenzione del territorio
Perdita di paesaggi agrari e pastorali, rinselvatichimento e riforestazione per effetto di processi di spopolamento, abbandono e delocalizzazione produttiva, perdita di tradizionali mestieri di pesca selettivi ed eco-compatibili.
Destabilizzazione idrogeologica, scomparse dei terrazzamenti e delle sistemazioni idraulico-forestali, sospensione della gestione dei boschi, incendi forestali ecc., per effetto dei processi di cui sopra.
Infragilimento e ruderizzazione del patrimonio insediativo diffuso e dei relativi paesaggi rurali e costieri antropizzati, per effetto dei progetti di cui sopra.

Entrando nel concreto e nell'operatività del monitoraggio, non si può fare a meno di affrontare il problema delle priorità. Poiché infatti non è possibile monitorare la biodiversità in tutte le sue forme e manifestazioni è necessario fissare delle priorità. Queste possono essere definite da diversi punti di vista. Dal punto di vista geografico-territoriale, ad esempio, attraverso l'individuazione dei cosiddetti *hot spot*[3] (aree con maggiore ricchezza specifica, aree con maggiore ricchezza di endemismi, aree con maggiore ricchezza di specie ad areale ristretto, ecc.), oppure nel definire le maggiori o minori criticità cause del declino della biodiversità, come precedentemente riportato. Sono state indicate anche delle componenti o oggetti prioritari del monitoraggio riferiti alle c.d. macrofunzioni ecologiche tra le quali: il potenziale biogenetico delle foreste, la resilienza delle zone umide, l'integrità della rete ecologica, le condizioni ecologiche dei corsi d'acqua e laghi, il conflitto nell'utilizzazione del suolo, il grado di alterazione delle coste marine, il grado di mantenimento degli ambienti rupestri, lo stato delle aree precedentemente pascolate o sottoposte a incendio, ecc. (cfr. APAT 2006).

Nel messaggio finale di Malahide per arrestare il declino della biodiversità sono stati definiti 18 obiettivi prioritari per il 2010 inseriti nell'ambito di 9 settori di attività antropiche principali e 5 tematiche principali (Tabella 2). In questo caso le priorità vengono definite più in termini di principali programmi da attuare o obiettivi da perseguire.

[3] Norman Myers et al. (2000) definirono il concetto di *hot spot* al fine di identificare a scala globale un insieme di ecoregioni terrestri ad alta priorità di conservazione. Gli *hot spot* sono aree caratterizzate da un'eccezionale concentrazione di specie endemiche, ma nello stesso tempo sottoposte a un'eccezionale perdita di habitat (Manes e Capogna 2005a).

Tabella 2. Obiettivi prioritari definiti per il 2010 nel messaggio finale della conferenza di Malahide (2004) per arrestare il declino della biodiversità.

SETTORE 1: CONSERVAZIONE ED USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE NATURALI
Obiettivo 1: Assicurare la conservazione dei più importanti habitat e specie selvatiche in ambiente più sano.
Obiettivo 2: Assicurare che le attenzioni per la biodiversità siano pienamente riconosciute o perseguite nella formulazione e nell'attuazione della legislazione e degli strumenti comunitari e sia in ambito ambientale che in altri settori.
Obiettivo 3: Sviluppare ed adattare le misure per la prevenzione ed il controllo di specie e genotipi alloctoni invasivi**.**
Obiettivo 4: Prevenire o minimizzare gli impatti negativi sulla biodiversità e ottimizzare le opportunità di migliorare la biodiversità, in relazione al cambiamento, adattamento e mitigazione del cambiamento climatico.
SETTORE 2: AGRICOLTURA
Obiettivo 5: Favorire l'integrazione delle problematiche sulla biodiversità nell'ambito della Politica Agricola Comunitaria affinché il settore agricolo possa apportare il suo contributo all'obiettivo di biodiversità del 2010.
SETTORE 3: SELVICOLTURA
Obiettivo 6: Conservare e favorire la biodiversità mediante una gestione forestale sostenibile a livello nazionale, regionale e globale.
SETTORE 4: PESCA
Obiettivo 7: Promuovere ulteriormente la conservazione e l'uso sostenibile delle scorte commerciali e continuare la riduzione degli impatti negativi della pesca e dell'acquacoltura sulle specie e sugli habitat impiegando abbondantemente gli strumenti CFP (politica comune della pesca).
SETTORE 5: POLITICA REGIONALE E PROGRAMMAZIONE TERRITORIALE
Obiettivo 8: Assicurare che la politica di coesione e di programmazione territoriale dia supporto alla conservazione e all'uso sostenibile della biodiversità.
SETTORE 6: ENERGIA E TRASPORTI, INDUSTRIE PER LA COSTRUZIONE E L'ESTRAZIONE
Obiettivo 9: Prevenire, minimizzare e mitigare gli impatti negativi sulla biodiversità da parte di costruzioni, infrastrutture e industrie estrattive, o in relazione all'utilizzo delle infrastrutture.
SETTORE 7: TURISMO
Obiettivi 10: Rendere tutto il turismo sostenibile.
SETTORE 8: COOPERAZIONE ECONOMICA E DI SVILUPPO
Obiettivo 11: Assicurare un miglioramento ed un contributo tangibile all'economia e allo sviluppo della cooperazione dell'UE per il raggiungimento dell'obiettivo globale" di ridurre in modo significativo l'attuale [2002] tasso di riduzione della biodiversità entro il 2010" in supporto agli obiettivi di sviluppo del millennio.
SETTORE 9: COMMERCIO INTERNAZIONALE
Obiettivo 12: Contribuire agli obiettivi globali del 2010 promuovendo un commercio internazionale ecologicamente sostenibile.
TEMA 1: CONSERVAZIONE DELLE RISORSE NATURALI
TEMA 2: CONDIVIDERE I BENEFICI E LA CONOSCENZA INTERNAZIONALE
Obiettivo 13: Assicurare un'equa e corretta divisione dei benefici derivanti dall'impiego delle risorse genetiche promovendo la loro conservazione e uso sostenibile.
Obiettivo 14: Assicurare l'attuazione della conversione sulla biodiversità (CBD) relativamente alla CBD (conversione sulla biodiversità) sulle decisioni sulla conoscenza, sulle innovazioni e sulle pratiche delle comunità indigene e locali incorporando i loro stili di vita tradizionali.
TEMA 3: RICERCHE, MONITORAGGIO E INDICATORI
Obiettivo 15: Adottare ed accordarsi su una serie di indicatori di biodiversità per monitorare e valutare i progressi verso gli obiettivi del 2010, con la potenzialità di comunicare effettivamente i problemi della biodiversità a tutta la società, a chi prende decisioni e determinare le risposte politiche appropriate.
Obiettivo 16: Migliorare e applicare la conoscenza di base per la salvaguardia e l'uso sostenibile della biodiversità.
TEMA 4: ISTRUZIONE, PREPARAZIONE E CONSAPEVOLEZZA, PARTECIPAZIONE
Obiettivo 17: Rafforzare le misure per la comunicazione pubblica, la consapevolezza e la partecipazione.
TEMA 5: GOVERNANCE AMBIENTALE INTERNAZIONALE
Obiettivo 18: Contributi dell'UE per migliorare la governance ambientale internazionale per aumentare l'attuazione della conservazione sulla biodiversità ed altri accordi connessi.

LEGENDA: **FADN:** *Farm Accountancy Data Network*. **FSS:** *Farm Structure Survey*. **PAIS:** *Proposal on Agri-Environmental Indicators* (*a project financed by Eurostat*). **IBA**: *Important Bird Areas*.

Il World Wide Fund for Nature (*WWF*) individua, come risultato di un recente gruppo di studio sulla conservazione della biodiversità nell'ecoregione del mediterraneo centrale, 8 obiettivi principali che rappresentano in un certo senso altrettante priorità di conservazione: 1) la protezione e la gestione delle aree da considerare prioritarie, 2) la riduzione della frammentazione e il ripristino delle condizioni di naturalità diffusa (reti ecologiche) al di fuori delle aree prioritarie, 3) il garantire condizioni ecologiche ottimali nei bacini idrografici, 4) l'assicurare la funzionalità dell'ecoregione per tutte le specie migratrici, 5) il tutelare la biodiversità negli ecosistemi insulari (piccole isole mediterranee e specie endemiche), 6) la creazione di un sistema funzionale di aree protette e siti natura 2000 in grado di proteggere una biodiversità distribuita spesso in modo frammentato, 7) la protezione e la gestione dei santuari delle aree marine, 8) la ricerca di uno sfruttamento ittico compatibile con il mantenimento degli ecosistemi acquatici.

Biodiversità e agricoltura

In questo contesto l'aspetto che maggiormente ci interessa focalizzare del problema "perdita di biodiversità" è quello relativo agli ambienti e alle attività agricole, escludendo però la diversità genetica e le specie "domestiche", allevate e coltivate che non vengono trattate in questo contesto.

L'approccio più comune, previsto anche in documenti ufficiali, come il piano d'azione a favore della biodiversità in agricoltura (COM 2001b), è quello di evidenziare le interazioni, cioè gli effetti positivi e negativi dell'agricoltura nei confronti della biodiversità e viceversa gli aspetti positivi apportati da quest'ultima al settore agricolo, come ad esempio il ruolo della biodiversità biologica nella creazione di nuove razze e varietà per il raggiungimento di obiettivi economici, tecnici, ecologici e relativi alla salute umana. Il raggiungimento della sicurezza alimentare è stato perseguito infatti soprattutto attraverso gli adattamenti e gli sviluppi degli studi sul germoplasma. L'utilizzazione della diversità biologica ha consentito la modifica di determinate pratiche agricole di rilevante impatto sull'ambiente, consentendo la riduzione dell'impiego degli insetticidi attraverso l'utilizzazione degli insetti utili, la riduzione delle lavorazioni del terreno attraverso l'incremento delle attività biologiche del suolo ed il mantenimento delle rese attraverso l'incremento dell'impollinazione (COM 2001b).

Sempre in termini positivi ma in senso contrario, la presenza di determinate attività agricole ha favorito lo sviluppo e la permanenza sul territorio di certe specie selvatiche. La diffusione di un mosaico di ambienti, dato dall'alternanza dei campi coltivati e dei margini con siepi, fossi, alberature, ecc., ha incrementato le condizioni di rifugio e alimento per diverse specie di flora, fauna e micro-fauna. Anche la presenza di coltivazioni estensive di cereali e foraggere frammiste al bosco e all'arbusteto ha favorito la diffusione di diverse specie (la lepre, alcuni galliformi, numerosi passeriformi, ecc.). L'alternanza di ambienti, creata dalle rotazioni colturali tra cereali autunno-vernini e leguminose, ha favorito lo sviluppo e la permanenza di alcune specie selvatiche nelle aree ad agricoltura semi-intensiva. In altre situazioni presenti in alcuni paesi europei il mantenimento di sistemi estensivi di pascolo ha consentito la sopravvivenza di alcune specie endemiche e rare come ad esempio il Gracchio corallino (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) e l'Otarda (*Otis tarda*), che prosperano nei mosaici colturali di cereali, maggese e prati-pascoli, o la gallina prataiola (*Tetrax tetrax*) dipendente ad esempio dalla presenza di elevate estensioni di prati aridi in Sardegna (Guarrera 1998). Numerose specie di piante e insetti risultano dipendenti dalla presenza e dal mantenimento di habitat semi-naturali di prato e pascolo (COM 2001b). Negli ambienti di collina e montagna la presenza di un'agricoltura, tendenzialmente a basso impatto ambientale ha favorito e rappresenta, soprattutto in questa fase storica di espansione del

bosco, un elemento fondamentale di diversificazione degli habitat, del paesaggio e quindi delle specie selvatiche.

In termini negativi invece è noto che l'attività agricola ha determinato e determina diversi tipi di impatti nei confronti dell'ambiente e della biodiversità.

In pianura e bassa collina lo sviluppo della meccanizzazione ha portato ad un intenso riordino fondiario con un aumento della dimensione degli appezzamenti coltivati, una riduzione delle rotazioni colturali, un aumento delle monocolture, una graduale eliminazione degli elementi di diversificazione del paesaggio quali le siepi, i frangiventi, i boschetti, i fossi, le scoline, ecc. La necessità di aumentare le produzioni e la produttività ha determinato forti incrementi nell'uso dei prodotti chimici con l'impiego di razze animali e varietà vegetali sempre più selezionate e meno diversificate fra loro. Questa evoluzione ha portato ad una semplificazione e banalizzazione degli ambienti agrari intensivi e all'incremento degli inquinamenti con una riduzione generalizzata delle specie e degli habitat presenti e in alcuni casi con la scomparsa o l'estinzione delle une e degli altri.

Nelle aree di collina e montagna i noti fenomeni di esodo delle popolazioni rurali e di abbandono di molte aree precedentemente coltivate hanno determinato un generale incremento della naturalità di questi territori, favorendo alcune specie e sfavorendone altre più legate alle coltivazioni agrarie estensive. La riduzione delle aree coltivate (aree aperte) e lo sviluppo del bosco ha determinato e sta determinando anche in questi territori una semplificazione e omogeneizzazione dell'ambiente, con una riduzione generale di biodiversità ed in particolare di alcune specie.

Aspetto fondamentale della questione è che l'ambiente agro-forestale rappresenta in quasi tutti i paesi la maggior parte della superficie territoriale.[4] Questo territorio è frequentato, in modo occasionale, abituale o continuo, da numerose specie selvatiche che trovano un habitat per proteggersi, alimentarsi e moltiplicarsi. Il dato preoccupante però è quello rilevato da diversi studi relativamente recenti, che individuano negli ambienti agrari le aree dove si sono avute, si hanno o si stanno per verificare le maggiori perdite di biodiversità (Tucker e Heat 1994, Birdlife International 2004).

Se consideriamo l'evoluzione dell'utilizzazione agricola del territorio, distinta grosso modo in quattro grandi periodi, quello della "conquista" degli spazi agricoli aperti alla foresta dominante, quello dell'agricoltura di sussistenza e pre-industriale, quello dell'agricoltura intensiva e agro-industriale e quello recente dell'agricoltura sostenibile e agro-ambientale, queste forti perdite di biodiversità qualificate di recente evidentemente si riferiscono soprattutto agli ultimi due periodi. In Italia questa fase può collocarsi approssimativamente dal dopoguerra ad oggi, ma ciò può variare nel tempo e per intensità a seconda dei paesi, delle regioni e delle aree biogeografiche.

Ripercorrendo quanto evidenziato nei paragrafi precedenti e focalizzandosi all'ambito agricolo, l'obiettivo di una maggiore conoscenza della biodiversità appare qui meno importante in quanto relativo a specie di ambienti particolarmente antropizzati, quindi abbastanza comuni e generalmente ben conosciute. Di maggiore interesse appaiono invece le finalità di conservazione in quanto di particolare attualità ed emergenza e relative a territori con prevalente vocazione produttiva; pertanto con maggiori difficoltà e reticenze nell'applicazione di misure di protezione e salvaguardia spesso così vincolanti e sfavorevoli per le attività produttive.

Per quanto riguarda le principali cause di riduzione della biodiversità negli ambienti agro-forestali, vi sono certamente da considerare i cambiamenti di uso del suolo determinati a loro volta da motivazioni più generali relative al sistema economico e alla pressione antropica. I cambiamenti a cui è soggetto l'uso del suolo in agricoltura sembrerebbero riconducibili principalmente a tre cause: 1) la contrazione dell'ambiente agricolo dovuta

[4] Ciò varia da paese a paese. In Italia la superficie agro-forestale rappresenta circa il 75% della superficie territoriale e la superficie agricola utilizzata circa il 50%.

all'urbanizzazione, all'industrializzazione e allo sviluppo delle vie di comunicazione, 2) l'intensificazione e la modernizzazione delle attività agricole che hanno condotto ad una banalizzazione dell'ambiente, ad una riduzione della qualità (degrado e degenerazione) e ad un incremento degli impatti diretti sulla biodiversità, 3) lo spopolamento, abbandono e marginalizzazione delle aree di alta collina e montagna che determinano la riduzione e la scomparsa di ambienti di elevato valore naturalistico.

Le criticità maggiori e quindi le priorità di intervento possono essere individuate sia a livello di habitat che di specie, sebbene le due componenti sono strettamente legate fra loro. Per quanto riguarda i primi, la comunità scientifica e le istituzioni sembrano aver individuato nei cosiddetti habitat agricoli di elevato valore naturalistico (*High Nature Value farmland*)[5] le aree di maggior interesse e quindi prioritarie per la difesa della biodiversità di questi territori. Sinteticamente questi ambienti possono essere ritrovati in una delle seguenti categorie:

a) habitat importanti per le specie o i gruppi di specie più a rischio di estinzione, vulnerabili, endemiche, ecc., secondo i ben noti criteri definiti dalle liste rosse nazionali e internazionali (IUCN), ecc.;
b) habitat importanti di per se, per la loro qualità intrinseca, la rarità, le funzioni ecologiche che svolgono, la varietà ambientale e paesaggistica che determinano;
c) habitat di particolare interesse naturalistico su ampie scale di paesaggio, che rappresentano cioè i cosiddetti sistemi o macrofunzioni ecologiche inserite, in questo caso, in una matrice prevalentemente agricola[6].

In questa fase l'attenzione della comunità internazionale è rivolta all'identificazione (e se vogliamo anche, e ancora, alla precisa definizione) e alla quantificazione di questi habitat a livello europeo ma anche a livello regionale e locale. Successivamente, ma si tratta in realtà di un processo già in atto, il problema sarà quello della più adeguata conservazione e gestione di questi habitat. I primi due aspetti attengono maggiormente al monitoraggio e i secondi alle azioni di politica agro-ambientale o territoriale. Per un loro approfondimento si rimanda al capitolo specifico dedicato all'habitat.

Per quanto riguarda le specie, le maggiori criticità o priorità riguardano le specie legate agli ambienti agricoli che presentano i maggiori problemi di conservazione. Cioè le specie inserite negli allegati delle direttive comunitarie, nelle liste rosse, dell' IUCN, ecc. Per queste è evidente che il monitoraggio assume un'importanza particolare ai fini della loro conservazione. Oltre a questo aspetto però, strettamente legato alle condizioni attuali di specie già individuate come prioritarie, vi è anche da considerare l'aspetto predittivo che certe specie o gruppi di specie possono avere nei riguardi della qualità e dello stato di "salute" dell'ecosistema agricolo. Questo aspetto del monitoraggio non coinvolge necessariamente le specie con i maggiori problemi di conservazione, ma riguarda le cosiddette specie indicatrici, che hanno cioè la capacità di evidenziare, possibilmente in anticipo, fenomeni in atto, problemi o trasformazioni imminenti dell'ambiente[7].

Per i territori agricoli, l'Unione Europea, nell'ambito della riforma della Politica Agricola Comune (PAC) e in particolare dei nuovi Piani di Sviluppo Rurale (2007-2013) ha individuato due principali indicatori di biodiversità: gli *HNV farmland habitat* e il *Farmland Bird Index*[8]

[5] Per una definizione ed approfondimento del concetto si veda il capitolo 8 e la bibliografia relativa.
[6] Gli esempi a questo riguardo possono essere numerosi, comprendendo situazioni di maggiore o minore interesse per la biodiversità. In Emilia-Romagna ad esempio potremo includere: l'area foraggicola del parmigiano reggiano, alcune aree frutti-vinicole delle province di Forlì-Cesena e Ravenna, alcune zone dell'area delle grandi bonifiche ferraresi. Nel resto dell'Italia, solo per citare alcuni esempi: le langhe piemontesi, diverse aree risicole della pianura padana, le aree agricole del delta del Po e della laguna di Venezia, le aree dell'olivicultura estensiva di collina, molte aree agricole poco intensive dell'agricoltura dell'Italia centrale e meridionale, il pascolo cespugliato della Sardegna, ecc.
[7] A questo riguardo nei capitoli successivi sono prese in considerazione alcune tra le specie, o gruppi di specie, maggiormente frequenti negli ambienti agricoli e di particolare interesse per il monitoraggio della biodiversità di questi ecosistemi: gli insetti, la flora, i chirotteri (tra i micromammiferi), gli anfibi, i rettili e gli uccelli.
[8] Un approfondimento di questi indicatori specifici è sviluppato nei capitoli successivi dedicati all'habitat e agli uccelli selvatici.

Indicatori e indici

Definizioni

Negli studi di monitoraggio ambientale spesso la difficoltà principale è quella di dover interpretare una situazione e prendere delle decisioni sulla base di un numero limitato di informazioni, oppure, pur disponendo di molti dati, di non avere un quadro sintetico che consenta di semplificare le scelte necessarie. In queste condizioni l'uso degli indicatori è molto utile in quanto permette di superare diverse di queste difficoltà. Alcune definizioni ci aiutano a comprendere meglio il concetto di indicatore. Una tra le più accreditate li definisce: "rappresentazione sintetica di una realtà complessa, cioè caratteristica o insieme di caratteristiche che permettono di cogliere un determinato fenomeno" (Schmidt di Friedberg 1987). Altre definizioni utili ad ampliare il concetto sono le seguenti: un indicatore è una misura, generalmente quantitativa, che può essere usata per illustrare e comunicare fenomeni complessi in modo semplice, considerando gli andamenti ed i progressi nel tempo (EEA 2005a); si tratta di uno strumento per sintetizzare (o altrimenti semplificare) e comunicare informazioni relative a questioni e fenomeni considerati di rilievo per i decisori politici o per gli utilizzatori in generale (Moxey 1999); è un parametro, o valore derivato da parametri, che rileva, fornisce informazioni, descrive lo stato di un fenomeno/ambiente/area, con un significato che si estende oltre a ciò che è direttamente associato al valore del parametro (OECD/GD 1993); l'indicatore fornisce una traccia su una materia di una certa importanza o rende percepibile un *trend* o un fenomeno che non è immediatamente quantificabile; è un segno o sintomo che rende qualcosa noto con un grado ragionevole di sicurezza; rivela, evidenzia, ed il suo significato va oltre ciò che viene realmente misurato, fino a un fenomeno di maggiore interesse (IETF 1996). L'Agenzia Europea per l'Ambiente definisce ancora l'indicatore come un parametro o un indice che fornisce un'informazione sintetica e univoca relativamente ad un fenomeno che si vuole caratterizzare, misurare, monitorare, cioè rispetto ad un preciso obiettivo. Un indicatore contiene un'informazione di tipo quantitativo che aiuta a spiegare come i fenomeni si evolvono nel tempo e variano nello spazio. In particolare un indicatore ambientale fornisce informazioni circa la situazione o le tendenze dello stato dell'ambiente, delle attività umane che influenzano o sono influenzate dall'ambiente, o circa le interazioni tra queste due variabili (EEA 1998a e 1998b).

Tabella 3. Criteri per la selezione degli indicatori secondo l'OCSE (1993).*

RILEVANZA POLITICA: - fornire un quadro rappresentativo delle condizioni ambientali, delle pressioni e delle risposte della società; - essere sensibile ai cambiamenti ambientali e alle attività umane che li influenzano; - fornire una base per i confronti a livello internazionale; - essere utilizzabile sia a livello nazionale sia per rilevare questioni regionali di rilevanza nazionale; - avere un livello soglia o un valore di riferimento rispetto al quale essere confrontato, in modo da consentire agli utilizzatori di valutare il significato dei valori ad esso associati.
VALIDITA' SCIENTIFICA: - essere teoricamente fondato in termini tecnico-metodologici e scientifici; - fare riferimento a standard internazionali ed essere convalidato a livello internazionale; - consentire collegamenti con modelli economici, revisionali e sistemi informativi.
MISURABILITA': - essere basato su dati disponibili o ottenibili ad un ragionevole rapporto costi/benefici; - essere basato su dati adeguatamente documentati e di qualità accertata; - essere basato su dati aggiornabili ad intervalli regolari secondo procedure affidabili.
FACILITA' DI INTERPRETAZIONE: - essere semplice; - comunicare le informazioni essenziali; - consentire di mostrare le tendenze nel corso del tempo.

*: Nel documento della UE (COM 2001, 144) oltre a questi criteri ne vengono indicati altri due: uno relativo alla *responsiveness* (rapidità di risposta) che evidenzia la rapidità delle risposte a seguito di azioni intraprese e un altro relativo alla *cost effectiveness* (costo efficacia), cioè al costo delle informazioni per l'indicatore in relazione al valore delle informazioni ottenute.

Nella maggior parte degli studi di ecologia l'indicatore coincide con una specie o un parametro (chimico, fisico o biologico) avente una stretta relazione con un fenomeno ambientale in grado di fornire informazioni sulle caratteristiche dell'evento nella sua globalità, nonostante ne rappresenti solo una parte (ARPAV 2000). Per descrivere nel modo più attendibile un fenomeno è perciò indispensabile selezionare una pluralità di indicatori i quali, non di rado, vengono accorpati in indici attraverso procedure di aggregazione di tipo statistico. Un indice può essere quindi inteso come un set di parametri o indicatori aggregati e/o pesati (OECD 1994).

I "non esperti", che hanno bisogno di informazioni senza l'esigenza di un ulteriore approfondimento, possono utilizzare gli indici e gli indicatori che, costituiti da metodi e formule di natura soprattutto statistica, danno risposte veloci ed esaurienti sui fenomeni oggetto di studio.

Ferme restando le definizioni sopra citate, bisogna riconoscere che non esiste in realtà una distinzione così netta tra indicatori e indici, quest'ambiguità determina spesso o l'utilizzo indistinto delle due parole o l'attribuzione di diversi significati allo stesso termine in relazione agli ambiti di ricerca (economia, sociologia, ecologia, ecc.).

Gli indicatori sono ormai strumenti di comune utilizzo nelle relazioni ambientali a carattere internazionale e nazionale. La scelta e l'uso di un particolare indicatore è strettamente collegata allo scopo che si vuole raggiungere. L'OECD individua due principali obiettivi per gli indicatori:

Tabella 4. Criteri di selezione degli indicatori secondo l'EEA (2005b).

1. Rilevanza politica
Il criterio è verificato rispetto ad alcuni obiettivi identificati dall'UE e altri documenti di politica internazionale e riesaminato assieme ad altri Stati.

2. I progressi verso gli obiettivi
Questo criterio diventa importante laddove sono stati fissati in documenti politici dei traguardi quantitativi o qualitativi collegati a determinati obiettivi.

3. Dati disponibili e raccolti correntemente
Questo criterio è basato sul presupposto che la necessità dei dati è supportata dagli impegni che ciascun Paese ha sottoscritto. Vengono presi in considerazione sia gli impegni legali che non legali. Questo criterio permette anche una semplificazione del flusso di dati ed assicura che l' indicatore possa essere aggiornato regolarmente.

4. e 5. Copertura spaziale e temporale
Questi criteri si basano sull'attuale disponibilità e copertura di dati confrontata con quella obiettivo. L'EEA ha l'obiettivo di coprire tutti i suoi 31 Stati membri, a meno che l'obiettivo dell'indicatore sia diverso (ad esempio nei casi in cui gli indicatori si basino sull'adozione delle direttive da parte dei 25 stati dell'UE). Lo scopo è anche quello di avere una disponibilità di dati sugli andamenti temporali quanto più lunga possibile.

6. Scala nazionale e rappresentatività dei dati
Questo criterio consente di verificare e confrontare le *performance* dei diversi Stati. L'EEA pertanto lavora assieme ad ogni paese per individuare e raggiungere una comune interpretazione e comprensione delle fonti di dati utilizzati per calcolare gli indicatori e per applicare le metodologie per i confronti.

7. Comprensibilità degli indicatori
Questo criterio punta ad una chiara definizione dell'indicatore e ad un'appropriata valutazione e presentazione. Non devono esserci dei messaggi o indicazioni contraddittorie (il controllo incrociato del *core set* di indicatori assicura questo).

8. Metodologicamente ben fondati
Il criterio può essere ottenuto attraverso una chiara descrizione della metodologia e delle formule usate, con riferimenti scientifici appropriati. Questo criterio è più probabile che venga soddisfatto se un indicatore simile viene utilizzato anche in altre iniziative di indicatori a livello internazionale.

9. Problemi politici prioritari per l'UE
Tale criterio è applicato per assicurare che gli indicatori siano predisposti per affrontare le priorità di politica economica e dei piani di gestione dell'EEA. Le questioni prioritarie dovrebbero anche inquadrare il *core set* nel complesso, essendo la base per bilanciare attraverso il *core set* e supportare la sua regolare revisione.

[9] Definite o tradotte anche come forze motrici (Commissione delle Comunità Europee COM(2000) 20) o cause primarie di variazione (Trisorio 2001).
[10] Per un approfondimento della tematica si veda (OECD 1997, United Nation 1995, EEA 1998a, Smeets e Weterings 1999, European Communities 1999, McRae et al. 2000, ANPA 2000 e Trisorio 2001).

- ridurre il numero di misurazioni e di parametri che normalmente sono richiesti per fornire un quadro "esatto" della situazione indagata;
- semplificare il processo di comunicazione attraverso cui i risultati delle indagini vengono forniti all'utilizzatore e divulgati.

Tra i criteri principali che guidano la scelta e la selezione degli indicatori vi sono: la rilevanza politica, la validità scientifica (*analytical soundness*), la misurabilità e la facilità di interpretazione (OECD 1993). A queste caratteristiche principali ne vengono spesso aggiunte altre quali ad esempio: la scala geografica o il livello amministrativo di aggregazione (azienda, settore, provincia, regione, stato) che consentono di valutare l'applicazione adeguata di un determinato indicatore per obiettivi di politica economica (OECD 1999b), l'elasticità o reattività, cioè la capacità di cambiare rapidamente in seguito a determinate azioni o impatti, il costo efficacia, cioè il costo in relazione al valore delle informazioni ricavate (COM 2001a).

Recentemente L'EEA (2005b) ha definito in modo leggermente diverso i criteri di selezione del suo insieme di indicatori principali (*Core Set Indicator*, CSI, Tabella 4).

Il modello DPSIR

Tra i modelli recentemente più utilizzati a livello internazionale per rappresentare i rapporti tra i sistemi ambientali e umani e definire di conseguenza una serie di indicatori vi è il sistema DPSIR (Driving force[9]-Pressione-Stato-Impatto-Risposta) derivato dai precedenti modelli PSR (Pressione-Stato-Risposta) e DSR (Driving force-Stato-Risposta)[10]

Tali modelli cercano di rappresentare attraverso una schematizzazione e semplificazione le principali relazioni di causalità che legano l'origine e le conseguenze dei problemi ambientali (Figura 1). I momenti o nodi principali di questa catena di relazioni sono individuati dai seguenti elementi:

1) le forze determinanti, rappresentate generalmente da: a) la società o il sistema economico attraverso il mercato e le condizioni finanziarie aziendali, le politiche di governo, la tecnologia,

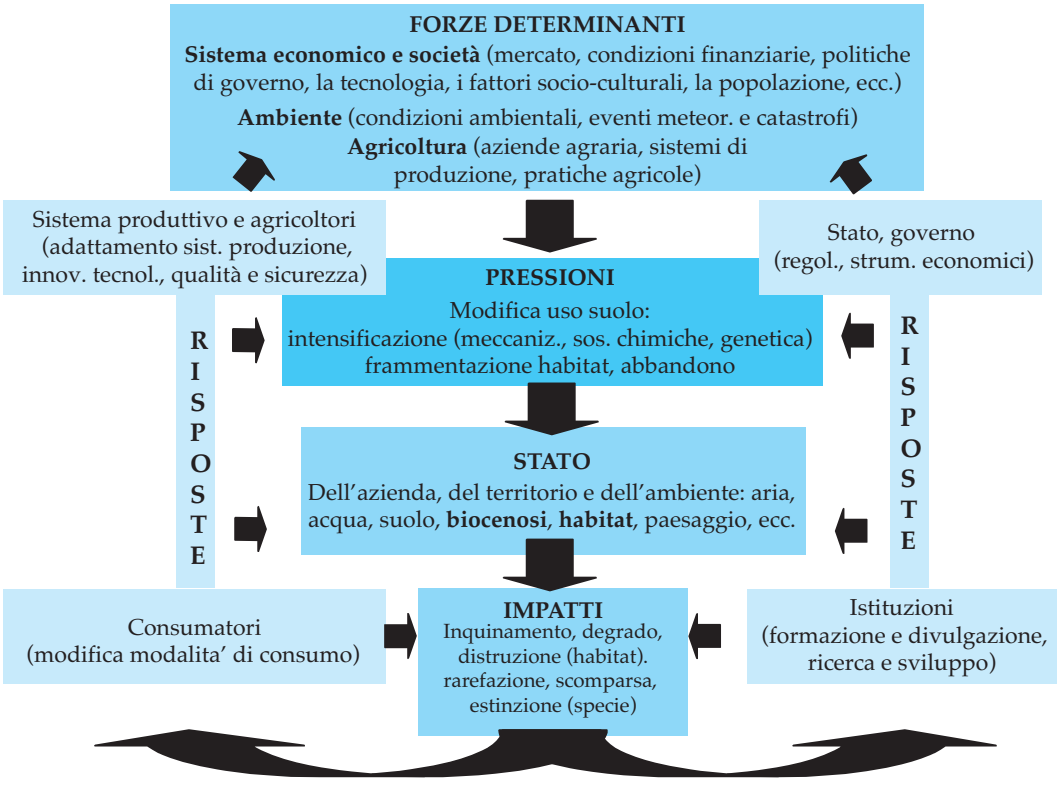

FORZE DETERMINANTI
Sistema economico e società (mercato, condizioni finanziarie, politiche di governo, la tecnologia, i fattori socio-culturali, la popolazione, ecc.)
Ambiente (condizioni ambientali, eventi meteor. e catastrofi)
Agricoltura (aziende agraria, sistemi di produzione, pratiche agricole)
Sistema produttivo e agricoltori (adattamento sist. produzione, innov. tecnol., qualità e sicurezza)
Stato, governo (regol., strum. economici)
PRESSIONI
Modifica uso suolo: intensificazione (meccaniz., sos. chimiche, genetica) frammentazione habitat, abbandono
RISPOSTE
RISPOSTE
STATO
Dell'azienda, del territorio e dell'ambiente: aria, acqua, suolo, biocenosi, habitat, paesaggio, ecc.
Consumatori (modifica modalita' di consumo)
IMPATTI
Inquinamento, degrado, distruzione (habitat). rarefazione, scomparsa, estinzione (specie)
Istituzioni (formazione e divulgazione, ricerca e sviluppo)

Figura.1 Esempio schematico di modello DPSIR sui rapporti tra le attività umane e il sistema ambientale e in particolare tra agricoltura e biodiversità[11].

[11] Lo schema è un adattamento e modifica degli schemi originari proposti dall' OECD 1997, EEA 1998b e Trisorio 2001.

i fattori socio-culturali, la popolazione, ecc. b) l'ambiente inteso come condizioni ambientali che influiscono sulle attività umane, ma anche gli eventi metereologici o catastrofici e c) l'azienda intesa anche come tecnologie produttive utilizzate, quindi fattori produttivi, sistemi di produzione, pratiche agricole e tipo di produzioni;
2) le pressioni, determinate dalle attività umane che generano cambiamenti nella qualità e quantità delle risorse naturali;
3) lo stato dell'ambiente (nell'azienda e fuori) in un determinato momento che subisce o ha subito gli effetti delle forze determinanti e delle pressioni, quindi lo stato di tutte le componenti ambientali (l'aria, l'acqua, il suolo, le biocenosi compreso l'uomo, gli habitat, il paesaggio, ecc.);
4) gli impatti, cioè gli effetti delle pressioni sullo stato dell'ambiente e quindi il cambiamento di quest'ultimo. Anche in questo caso ci si può riferire alle diverse componenti dell'ambiente compreso naturalmente l'uomo;
5) le risposte, cioè le reazioni di tutti gli elementi che compongono il modello, alle azioni o cause originarie e alle pressioni conseguenti, quindi le reazioni dei consumatori (cambiamento nelle modalità di consumo), del governo attraverso gli interventi di politica economica (regolamenti, strumenti economici, formazione e divulgazione, ricerca e sviluppo, ecc.), del sistema produttivo (adattamento delle tecnologie, adozione di nuovi sistemi di qualità e sicurezza, ecc.) e dei produttori/agricoltori (modifica delle modalità, tecniche di produzione, forme di organizzazione e cooperazione, ecc.).
Questa schematizzazione dei rapporti tra attività umane e ambiente consente di ottenere più informazioni riguardo alle nostre azioni e comunque allo stato dell'ambiente. Secondo il responsabile della Commissione europea Jochen Jesinghaus (1999) attraverso il modello DPSIR l'informazione ambientale è quindi acquisita mediante le seguenti cinque categorie di indicatori:

- indicatori di cause primarie o fattori trainanti (*driving forces*): individuano i fattori connessi alle attività umane che inducono delle pressioni ambientali; questi indicatori aiutano i decisori a progettare le azioni (risposte) richieste per evitare i futuri problemi (pressioni) e forniscono le informazioni basilari per sviluppare una pianificazione a lunga scadenza;
- indicatori di pressione ambientale (*pressures*): identificano e quantificano le cause delle modificazioni ambientali; la loro caratteristica specifica è di dare l'effettiva possibilità di ridurre in tempi brevi i fattori direttamente responsabili del degrado ambientale;
- indicatori di stato *(state*): descrivono la qualità dell'ambiente attuale e le sue alterazioni; sono strumenti indispensabili per valutare lo stato delle condizioni ambientali;
- indicatori di impatto (*impact*): valutano gli effetti sull'ecosistema e sulla salute umana derivanti dai fattori di pressione ambientale (in alcuni casi possono essere costituiti dall'evoluzione di determinati indicatori di stato). Questi indicatori stabiliscono le correlazioni tra pressione, stato ed effetto, dando la possibilità di intraprendere azioni atte ad evitare impatti negativi in futuro;
- indicatori di risposta (*response*): permettono di determinare se gli obiettivi delle azioni intraprese dalla società sono stati raggiunti. Possono riguardare l'impatto, lo stato, la pressione e/o agire sui determinanti. Per valutare la reale utilità ed efficienza delle risposte politiche (azioni, misure, aumenti del bilancio, ecc.) si dovrà in ogni caso ricorrere agli indicatori di pressione e di stato.

Una caratteristica generale di un certo interesse degli indicatori è quella definita come elasticità o reattività, che può essere intesa come la velocità di reazione rispetto alla variazione dei fenomeni descritti. Gli indicatori di impatto, di stato e di cause primarie sono poco reattivi, nel senso che occorrono dei tempi lunghi per avere delle risposte e quindi si adattano a scenari evolutivi, di sviluppo o di pianificazione di lungo periodo. Gli indicatori di pressione e soprattutto di risposta sono invece molto reattivi in quanto forniscono risposte

rispettivamente di medio e breve periodo (Trisorio 2001). Per gli indicatori di impatto generalmente è difficile stabilire una correlazione statistica con le pressioni a causa della lentezza, non linearità dei processi e dell'interazione di numerose variabili di diversa natura. Tali indicatori sono utili per identificare dei legami di causa-effetto e quindi fornire indicazioni per le azioni da adottare. In questo senso possono essere utilizzati come "modelli decisionali" piuttosto che indicatori statistici (Jesinghaus 1999).

Principali iniziative internazionali sugli indicatori ambientali

Numerose iniziative a livello internazionale si sono occupate negli ultimi 10-15 anni della definizione di indicatori prevalentemente indirizzati alla valutazione delle politiche economiche e dello stato dell'ambiente. Di queste iniziative prenderemo in considerazione gli aspetti che riguardano il rapporto tra agricoltura e ambiente (habitat agricoli e biodiversità).

In base al Quinto Programma di Azione Ambientale approvato dalla Comunità Europea nel 1993, l'EUROSTAT, adottando il modello DPSIR ha messo a punto, in seguito ad una procedura istituzionale di selezione (*Scientific Advisory Group*, *SAG*), una serie di indicatori di pressione suddiviso in dieci temi o problemi ambientali definiti dal programma[12]. Individuati 300 indicatori (10 per ogni problema) ne sono stati selezionati 100 (*core set*) sulla base di quattro criteri: la rilevanza politica, la validità analitica, l'elasticità di risposta e la priorità. Gli indicatori selezionati dai *SAG*, in accordo con l'Agenzia Europea per l'Ambiente, relativi alla perdita di biodiversità in agricoltura sono riportati nella tabella 5.

L'EUROSTAT pubblica una serie di rapporti sugli indicatori relativi ai paesi europei. Tra questi un rapporto annuale di 42 indicatori strutturali per la valutazione dei progressi ottenuti nei confronti degli obiettivi dell'agenda di Lisbona, un rapporto decennale (1991

Tabella 5. Indicatori di pressione in agricoltura secondo l'EUROSTAT in base ai problemi ambientali definiti dall'UE (Bittermann e Brower 1999).

Inquinamento atmosferico: emissione NOx, emissione di composti organici volatili (COV), emissione di particelle, consumo di energia, emissione di ammoniaca, uso di pesticidi.
Cambiamento climatico: emissione di metano, emissione di CO2, emissione di N2O, emissione di NOx, emissione di particelle, emissione di CO2 dovuta all'impiego di combustibili e alla bruciatura dei residui colturali.
Impoverimento dello strato di ozono: emissione antropogenica di CO2 da cambiamenti dell'uso del suolo e impiego di combustibili fossili, emissione antropogenica di NOx da impiego di combustibili fossili, emissione di bromuro di metile, emissione di N2O, emissione di metano.
PERDITA DI BIODIVERSITA': - perdita, danneggiamento e frammentazione delle aree protette; - perdita di zone umide a causa del drenaggio; - aree usate per produzioni agricole intensive; rimozioni di aree boscate naturali o seminaturali; - cambiamenti in pratiche tradizionali di uso del suolo; - uso di pesticidi; frammentazione di aree boscate naturali o seminaturali; - perdita di biodiversità forestale e incremento di specie esotiche monoculturali; - incremento di coltivazioni di specie ibride.
Esaurimento delle risorse: bilancio dei nutrienti, bilancio di provvigione del legname, irrigazione, superamento delle quote di pesca, erosione del suolo a lungo termine causata dall'acqua.
Dispersione di sostanze tossiche: consumo di pesticidi, emissione di inquinanti organici persistenti, consumo di prodotti chimici tossici (dir. 67/548/EC), emissione di metalli pesanti.
Rifiuti: rifiuti pericolosi (dir. 91/689/EWG), rifiuti riciclati e materiale recuperato, consumo di materiale pericoloso.
Ambiente marino e zone costiere: eutrofizzazione, eccessivo sfruttamento della pesca, perdita di habitat prioritari, perdita di zone umide, inquinamento da rifiuti organici.
Inquinamento dell'acqua e risorse idriche: impiego di pesticidi per ettaro, nutrienti (N+P) in equivalenti di eutrofizzazione, quantità di azoto per ettaro, emissione di sostanza organica (BOD), emissione di metalli pesanti, estrazione di acque sotterranee.
Problemi urbani, rumori e odori: non rilevante per il settore agricolo.

[12] I dieci settori d'intervento (*policy fields*) definiti dal V° programma sono i seguenti: inquinamento atmosferico, cambiamento climatico, impoverimento dello strato di ozono, perdita di biodiversità, esaurimento delle risorse, dispersione di sostanze tossiche, rifiuti, ambiente marino e zone costiere, inquinamento dell'acqua e risorse idriche, problemi urbani, rumore e odori.

e 2001) sugli indicatori di pressione delle principali attività antropiche sull'ambiente nei paesi EU. Dal 2002 inoltre sta lavorando su un insieme di indicatori relativi alla strategia europea per lo sviluppo sostenibile.

L'OECD si è occupato a lungo della problematica degli indicatori, individuando una serie di indicatori ambientali e agro-ambientali (*key environmental indicators, core environmental indicators, agricolture-environment indicators)*. Per quanto riguarda gli aspetti agro-ambientali dopo i lavori del Workshop di York 1998 sono state individuate 13 aree corrispondenti ad altrettanti problemi agro-ambientali[13]. Di queste aree, per la biodiversità, gli habitat naturali ed il paesaggio, nella tabella 6 sono riportati gli indicatori individuati. I criteri di selezione degli indicatori utilizzati dall'OECD sono stati: la rilevanza politica, la validità analitica, la misurabilità e la facilità di interpretazione e di comunicazione delle informazioni rilevanti (vedi Tabella 3).

Tabella 6. Lista degli indicatori agro-ambientali dell'OECD di maggior interesse nel rapporto tra agricoltura e ambiente (OECD 2000).

IV IMPATTI AMBIENTALI DELL'AGRICOLTURA		
11. Biodiversità	**12. Habitat naturali**	**13. Paesaggio**
• Diversità genetica • Diversità delle specie - specie selvatiche - specie esotiche • Diversità dell'ecosistema	• Habitat di agricoltura intensiva • Habitat agricoli semi-naturali • Matrice degli habitat	• Struttura del paesaggio - Caratteristiche ambientali e tendenze di uso del suolo - Manufatti (caratteristiche culturali)

La Commissione sullo Sviluppo Sostenibile delle Nazioni Unite (UNCSD) nel 1996 ha prodotto una lista preliminare di 134 indicatori (economici, ambientali, sociali e istituzionali) relativi agli obiettivi di Agenda 21 e organizzati secondo il modello DSR da cui partire per ottenere un insieme di indicatori principali, definiti dalla stessa Commissione nel 2001 nel numero di 57. Gli indicatori, raggruppati secondo 4 categorie principali: sociale, economica, ambientale ed istituzionale. Per quanto riguarda gli aspetti ambientali sono stati distinti, in relazione alle principali componenti dell'ambiente: acqua, suolo, altre risorse naturali, atmosfera e rifiuti. Gli indicatori di maggior interesse per l'agricoltura e la biodiversità sono riportati nella tabella 7.

Tabella 7. Indicatori dell'UNCSD (modello DSR) di interesse per agricoltura e biodiversità (UNCD 1996).

CAPITOLI DI AGENDA 21	INDICATORI INIZIALI DELLE FORZE MOTRICI	INDICATORI DI STATO	INDICATORI DI RISULTATO
Capitolo 13: gestione di ecosistemi fragili	- Cambiamento della popolazione nelle aree di montagna	- Uso sostenibile delle risorse naturali nelle aree di montagna - Benessere delle popolazioni montane	
Capitolo 14: incentivazione dell'agricoltura sostenibile e dello sviluppo rurale	- Impiego di pesticidi - Uso di fertilizzanti - % di irrigazione di seminativi - Utilizzo energia in agricoltura	- Seminativi pro capite - Area soggetta a salinizzazione e inondazione	Educazione agricola
Capitolo 11: lotta alla deforestazione	- Intensità di raccolta del legname	- Cambiamento di aree forestali	- % aree forestali gestite - Foreste protette su SAF
Capitolo 15: Conservazione della diversità biologica		- Specie minacciate come % del totale specie autoctone	Aree protette come % della superficie totale

[13] I 13 contesti individuati nell'ambito del settore agricolo per la definizione degli indicatori sono stati: 1) il contesto agricolo generale, 2) le risorse finanziarie delle aziende, 3) la gestione delle aziende, 4) l'uso dei fertilizzanti, 5) l'uso di pesticidi a rischio, 6) l'uso dell'acqua, 7) la qualità del suolo, 8) la conservazione del suolo, 9) i gas effetto-serra, 10) la qualità dell'acqua, 11) la biodiversità, 12) gli habitat naturali, 13) il paesaggio (OECD 2000).

L'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA) ha pubblicato per la prima volta nel 1999 una relazione annuale sugli indicatori individuando un capitolo specifico sull'agricoltura ed ha proposto per la prima volta il modello DPSIR. Nel 2004 ha approvato il *EEA Core Set Indicators* che si propone tre obiettivi principali: di fornire un servizio continuo e semplice relativo alle informazioni sui diversi indicatori, di dare priorità alla diffusione e allo sviluppo della qualità e della copertura geografica delle informazioni (in particolare per i dati Eionet), di facilitare il flusso di informazioni tra le iniziative EEA/Eionet e le altre iniziative globali sugli indicatori. Nell'ambito degli indicatori agro-ambientali, l'Agenzia ha avviato l'operazione IRENA (*Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concern into Agricultural Policy*) che si occupa di mettere insieme i lavori di diverse Commissioni ed Enti a livello europeo (DG Agricoltura e Sviluppo Rurale, DG Ambiente, EUROSTAT, *Joint Research Center* e EEA) per sviluppare indicatori agro-ambientali al fine di monitorare l'integrazione degli obiettivi ambientali nella Politica Agricola Comunitaria (PAC).

A questo riguardo sono stati sviluppati più di 35 indicatori che per gli aspetti relativi alla biodiversità in agricoltura vengono riportati nella tabella 8.

Nel gennaio 2000 la Commissione europea ha adottato la comunicazione COM (2000) 20 "Indicatori per l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune", che oltre a ribadire l'importanza strategica degli indicatori ambientali, traccia un quadro della ricerca fatta in questo campo dall'OECD, dall'EUROSTAT e dall'EEA.

Il documento sostiene che il monitoraggio delle problematiche ambientali nell'ambito della politica agricola dovrebbe seguire quattro fasi: 1) valutare la situazione attuale dell'ambiente agricolo e dei mutamenti nel corso del tempo (indicatori di stato), 2) individuare le pressioni che hanno portato a mutamenti indesiderabili o a benefici ambientali e stimarne gli effetti (indicatori di pressione e di impatto), 3) collegare le pressioni e i processi alle forze motrici dell'economia (indicatori di cause primarie), 4) controllare l'efficacia della risposta che la società dà a tali problemi (indicatori di risposta).

La Comunicazione mette in evidenza l'azione concertata ELISA (indicatori ambientali per un'agricoltura sostenibile nell'Unione Europea), condotta dal Centro Europeo per la Conservazione della Natura (ECNC), che ha portato all'elaborazione di 22 indicatori di stato riguardanti il suolo, le risorse idriche, l'atmosfera, la biodiversità e i paesaggi e 12 indicatori di pressione inerenti le pratiche agricole (es. l'applicazione di pesticidi, l'impiego di fertilizzanti, l'intensità dell'uso del suolo), con i loro potenziali effetti. Uno degli obiettivi principali del progetto è stato quello di porre in rilievo i nessi tra indicatori di stato e indicatori di pressione (Wascher 2000).

Nel marzo 2001 la Commissione ha pubblicato la comunicazione COM(2001) 144 "Informazioni statistiche necessarie per gli indicatori intesi a monitorare l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune", che identifica i dati necessari per compilare gli indicatori segnalati dal precedente documento e stabilisce i requisiti per la loro definizione e/o calcolo. La comunicazione individua le diverse fonti statistiche da utilizzare ed individua come principale riferimento per la copertura del suolo, oltre al ben noto *CORINE,* il più recente Progetto *LUCAS* (*Land Use/Cover Area Frame Statistical Survey*) a cui viene demandato il compito di fornire dettagliate informazioni georeferenziate, utili ai fini dell'analisi agricola e ambientale.

Nella Comunicazione COM (2001) 144 della Commissione al Consiglio e al Parlamento europeo vengono dettagliatamente elencati gli scopi per cui deve essere elaborato un elenco di indicatori intesi a monitorare l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune:

- contribuire a monitorare e a valutare i programmi e le politiche agro-ambientali;
- fornire informazioni contestuali sullo sviluppo rurale in generale;
- individuare le problematiche ambientali in correlazione con l'agricoltura europea;

Tabella 8. Indicatori IRENA di maggior interesse per la biodiversità selvatica distinti nelle categorie del modello DPSIR (EEA 2005a e 2006).

Nº e cat. DPSIR	Definizione dell'indicatore	Descrizione e misurazione
RISPOSTA		
1	Superficie con misure agro-ambientali	Andamenti delle aree agricole coinvolte in programmi agro-ambientali come percentuale (%) delle superfici agricole utilizzate (SAU)
2	Livelli regionali di BCAA	Interventi previsti nel codice di buone pratiche agricole (BPA) ora definiti di buone condizioni agricole e ambientali (BCAA)
3	Obiettivi ambientali (livello regionale)	Target ambientali fissati dall'UE (o dagli Stati membri) importanti per l'agricoltura riguardo a un *range* di problematiche ambientali (cambiamento climatico, aria, pesticidi, acqua, agricoltura biologica)
4	Superficie aree protette	Percentuale di siti Natura 2000 in cui sono inclusi habitat di direttiva
7	Superficie in agricoltura biologica	Andamento delle superfici destinate ad agricoltura biologica e percentuali rispetto alla SAU
FORZE DETERMINANTI		
12	Cambiamenti di uso del suolo	Superficie agricola che è diventata superficie artificiale (urbana o industriale, utilizzando i dati del *Corine Land Cover*)
13	Modalità di coltivazione e allevamento	Andamento (%) della SAU, degli usi del suolo principali (seminativi, prati e pascoli permanenti e colture erbacee) e degli allevamenti (bovini, suini, ovini). Dati ricavati dalla *Farm Structure Survey* (FSS)
14	Pratiche agricole di coltivazione	Grado di copertura dei seminativi, presenza di sistemi di gestione conservativa del suolo, capacità di stoccaggio di letame. Dati derivanti dal PAIS project (2005)
15	Intensivazione/ Estensivazione	Andamento (%) delle superfici agricole ad agricoltura intensiva ed estensiva. Dati FADN. Spesa media per ettaro (Euro-input/ha)
16	Specializzazione/ Diversificazione	Andamento (%) della SAU specializzata e dei pagamenti agro-ambientali, rispetto al reddito agricolo (Euro agro-ambiente/reddito agricolo)
17	Marginalizzazione	Fattori economici (valore aggiunto agricolo netto per unità lavorativa annuale) e demografici (% di aziende con agricoltori >55 anni) che conducono alla marginalizzazione identificando le Regioni maggiormente a rischio. La fonte dei dati è il FADN
PRESSIONE		
24	Cambiamento nella copertura del suolo	Incremento e riduzione di superficie agricola e forestale/semi-naturale (ettari). Calcolata utilizzando il *Corine Land Cover*
26	Aree agricole di elevato valore naturalistico	La percentuale (%) di superficie agricola utilizzata (SAU) stimata come area di elevato valore naturalistico (HNV). Calcolata dai dati *Corine Land Cover e Farm Accountancy Data Network* (FADN)
STATO		
28	Andamento della popolazione di uccelli delle aree coltivate	Andamento della popolazione di 23 specie di uccelli tipici degli ambienti agricoli Europei. Un sub–indicatore riporta inoltre la percentuale di specie da considerare in declino
32	Stato o condizione del paesaggio	Indica la varietà del paesaggio ed è composta da diversi indicatori in base alla fonte dei dati. FSS: percentuale (%) di ogni categoria di coltivazione (seminativi, prati e pascoli, colture arboree) rispetto alla superficie territoriale. *Clc*: il numero (n) di classi agricole di uso del suolo. Densità (n. paches/ha) di copertura del *Corine land cover*. LUCAS: numero (n) di elementi lineari per km
IMPATTO		
33	Impatti sugli habitat e la biodiversità	Proporzione (%) a livello nazionale delle *Important Bird Areas* (IBA) che sono soggette all'intensificazione e abbandono da parte dell'agricoltura. I dati sono ricavati dalle indagini del Birdlife International
35	Impatti sulla diversità del paesaggio	L'indicatore riporta l'evoluzione di alcuni dei parametri calcolati attraverso l'indicatore 32

- contribuire a rendere più mirati i programmi incentrati su temi agro-ambientali;
- comprendere le relazioni tra le pratiche agricole e l'ambiente.

In seguito alla riforma della PAC del 2003 sono state introdotte nuove misure (disaccoppiamento, condizionalità obbligatoria e modulazione) che hanno fatto progredire l'integrazione della problematica ambientale, tanto nella politica di mercato e dei redditi (primo pilastro) che nella politica di sviluppo rurale (secondo pilastro).
Per monitorare gli effetti delle nuove politiche sull'ambiente, nel settembre del 2006 la Commissione europea ha adottato la comunicazione COM (2006) 508 "Elaborazione di indicatori agro-ambientali per controllare l'integrazione della dimensione ambientale nella politica agricola comune". Il documento propone tre azioni prioritarie:
1. razionalizzare la serie di indicatori del progetto IRENA attraverso il mantenimento di una serie ristretta di 28 indicatori, che includono 26 indicatori IRENA e due nuovi indicatori che riguardano questioni agro-ambientali (tabella 8);
2. consolidare la serie selezionata di indicatori;
3. istituire un meccanismo permanente e stabile, necessario per il funzionamento del sistema di indicatori sul lungo periodo.

Altre iniziative internazionali

Nel panorama internazionale un importante tentativo di costruire un sistema condiviso di indicatori ambientali è stato realizzato dall'ente di ricerca *H. John III Centre for Science, Economics and the Environment*, che nel 2005 ha prodotto la pubblicazione dal titolo *The State of The Nation's Ecosystems*. Il lavoro, relativo all'intero territorio degli Stati Uniti, comprende una sezione dedicata ai territori coltivati, nel cui ambito sono presenti diverse tematiche di riferimento ed i relativi indici. Le tematiche di maggiore interesse per lo studio del rapporto tra agro-ecosistemi e biodiversità sono incluse in quattro settori denominati: a) sistemi dimensionali, b) condizioni chimico fisiche del terreno, c) componenti biologiche e d) utilizzi umani. Il primo settore comprende indicatori idonei a stimare le estensioni relative delle varie categorie colturali, il grado di frammentazione degli habitat e la distribuzione spaziale dei vari elementi ambientali; il secondo, indicatori idonei a valutare le condizioni del suolo (quantità di nitrati, fosforo, pesticidi e sostanza organica, grado di erosione e salinità); il terzo riguarda lo stato della fauna relativa alle zone coltivate, lo stato della vegetazione naturale negli agro-ecosistemi e la qualità degli habitat di fiume; infine il settore relativo agli utilizzi umani prende in considerazione fattori quali le rese e la variazione degli imput energetici utilizzati dalle aziende agrarie. Tutti gli indicatori sono valutati in base alla disponibilità dei parametri necessari per il loro utilizzo (The Heinz Center 2005).

Negli ultimi anni ha acquisito molta importanza un programma internazionale di studio della biodiversità promosso da un consorzio di organizzazioni internazionali (*International Council for Science, International Union of Biological Sciences, Scientific Committee on Problems of the Environment, United Nations Educational Scientific and Cultural Organization*) denominato *DIVERSITAS*. Il Programma evidenzia l'importante processo di transizione che l'agricoltura moderna sta attraversando nel suo duplice ruolo di produttore di beni e gestore di risorse ambientali e sviluppa un'innovativa funzione dell'*Agrobiodiversity Science Plan* articolata su tre punti focali (Jackson et al. 2005):
1. determinare i fattori che incrementano la biodiversità e prevengono gli "impatti" dei cambiamenti sociali e ambientali i cui argomenti chiave sono: la ricerca delle modalità con cui la biodiversità può sostenere l'agricoltura a livello di ecosistema e l'individuazione delle popolazioni, specie ed ecosistemi che hanno maggiore bisogno di essere conservati;
2. utilizzare la biodiversità dei paesaggi agrari per incrementare l'entità dei beni e dei servizi degli ecosistemi. Gli argomenti chiave di questo aspetto sono: valutare gli effetti dell'uso

del suolo sulla biodiversità promuovendo le strategie volte a incrementare la sostenibilità, comprendere gli effetti della biodiversità sulle caratteristiche di resilienza degli agroecosistemi a diverse scale.
3. fare in modo che la società supporti la biodiversità come mezzo per garantire la sostenibilità dell'attività agricola. Gli argomenti chiave sono: valutare il costo sociale della perdita di biodiversità nei paesaggi agricoli, assicurare una corretta distribuzione dei benefici indotti dall'uso sostenibile della biodiversità negli agro-ecosistemi.

Tra i progetti "centrali" di maggiore importanza, il programma *DIVERSITAS*, individua le iniziative di ricerca volte ad ampliare le conoscenze sul monitoraggio degli habitat agrari, con particolare riferimento alla distribuzione spaziale dell'uso del suolo nel contesto dell'eco-mosaico ambientale.

Nel piano di attuazione della Convenzione sulla Biodiversità, molti governi di tutto il mondo (tra cui l'Italia) si sono impegnati a ridurre significativamente il tasso di perdita della biodiversità entro il 2010. Sino ad oggi molti degli sforzi sono stati fatti adottando dei programmi di salvaguardia in aree molto ristrette (ad es. singole aree protette) o mirate alla tutela di singole specie e per periodi di tempo relativamente brevi. Ultimamente, è nata e si è consolidata l'esigenza di sviluppare un nuovo approccio per la conservazione su base planetaria. Si tratta della conservazione e gestione del territorio condotte a scala di paesaggio, basata sul processo noto come conservazione ecoregionale (*EcoRegional Conservation*= ERC) che si sta affermando rapidamente come un'efficace strategia, necessaria per il raggiungimento di risultati consistenti e funzionali al mantenimento della biodiversità nei più diversi scenari ambientali. Questo processo richiede analisi ed indagini a più ampia scala, con applicazione di azioni dirette di conservazione a livello sia locale sia regionale ma comunque sempre inserite in una programmazione a scala ecosistemica (ecoregionale) e tarata su tempi medio-lunghi. L'iniziativa promossa dal *WWF* (*World Wide Fund for Nature*) ha consentito di individuare 238 ecoregioni prioritarie, tra terrestri, marine e d'acqua dolce, indicate per brevità come *GLOBAL 200*. L'obiettivo principale della Conservazione Ecoregionale, è quello di conservare il più ampio numero di specie, comunità, habitat e processi ecologici, caratteristici di una determinata ecoregione. Da questo punto di vista, è quindi necessario essere in grado di comprendere e rappresentare gli ambienti naturali in funzione del loro valore ecologico e naturalistico intrinseco, cercando di svolgere il difficile compito di stabilire una scala di priorità che possa guidare nelle successive azioni dirette di conservazione. Pertanto per la selezione di priorità delle ecoregioni sono stati applicati due set di indicatori.

Il primo, definito *Biological Distinctiveness Index* (BDI), prende in considerazione: 1. la ricchezza di specie, 2. gli endemismi, 3. i fenomeni ecologici o evolutivi particolari (ad esempio migrazioni, radiazioni adattative straordinarie), 4. la rarità a livello globale degli habitat considerati (MHT).

Il secondo, definito *Conservation Status Index* (CSI), prende in considerazione: 1. la perdita di habitat, 2. le aree ampie di habitat presenti, 3. il livello di frammentazione dell'habitat, 4. il livello di protezione.

Il quadro nazionale

In Italia il compito di definire i metodi di raccolta e le modalità per l'elaborazione delle informazioni riguardanti l'ambiente naturale e in particolare le condizioni di vita degli organismi e lo stato degli ecosistemi è demandato al Centro Tematico Nazionale Natura e Biodiversità. Esso infatti partecipa, all'interno del SINAnet, (la rete del Sistema Informativo Nazionale Ambientale) al progetto di razionalizzazione e coordinamento delle iniziative di monitoraggio e di gestione delle informazioni utili alla gestione dell'ambiente a tutti i livelli territoriali, da quello regionale a quello europeo. Il SINAnet è organizzato come l'analogo sistema informativo europeo, *EIOnet*, in una rete di soggetti diversi.

Grande importanza è stata rivolta alla definizione di un nuovo *set* di indicatori utili per le attività di *reporting* nazionale ed europeo che fossero facilmente elaborabili a partire dalle informazioni disponibili, ma che soprattutto rispondessero efficacemente alla domanda informativa proveniente da quanti governano il territorio (APAT 2003). Il risultato del lavoro è stata la selezione di 70 indicatori. Ogni indicatore è definito attraverso una scheda che ne precisa gli obiettivi conoscitivi, le modalità di elaborazione, la qualificazione dei dati di riferimento, i limiti e un codice di riferimento al *core set* degli indicatori elaborati dall'EEA.

Gli elementi per la definizione della qualità dell'informazione sono stati:

1) la rilevanza (aderenza dell'indicatore rispetto alla domanda di informazione relativa alle problematiche ambientali); 2) l'accuratezza (comparabilità dei dati, affidabilità delle fonti dei dati, copertura dell'indicatore, validazione dei dati); 3) comparabilità nel tempo (completezza della serie nel tempo, consistenza della metodologia nel tempo); 4) comparabilità nello spazio (numero di regioni rappresentate, uso da parte di queste di metodologie uguali o simili, affidabilità all'interno della regione stessa).

Nel 2004 è stato pubblicato il primo Annuario dei Dati Ambientali[14]. Lo strumento informativo proposto ha il grande merito di organizzare, rendere disponibili ed elaborare metodologie di utilizzo di banche dati esistenti o in fase di allestimento. Il programma di monitoraggio proposto parte dall'assunto che gli equilibri dei sistemi naturali e semi-naturali e la loro ricchezza biologica dipendano fortemente dall'andamento delle cause primarie (*driving forces)* che interferiscono ormai permanentemente sui sistemi ambientali e sulla loro capacità di risposta. La rete è pensata quindi per raccogliere informazioni relative a come, dove, quando e quanto i sistemi reagiscano a sollecitazioni principalmente antropogeniche. In questo contesto, la componente di ricerca scientifica assume il ruolo esplicito di supporto tecnico, assumendosi il compito di sviluppare teorie e metodi di indagine compatibili con costi, tempi e capacità di *management* ambientale. L'approccio seguito ha comportato l'avvio di progetti volti a testare e applicare specifici indicatori utilizzabili nell'ambito di strumenti diretti di gestione del territorio: Siti Natura 2000, Piani di Sviluppo Rurale, Rapporti regionali delle funzioni ambientali del sistema agro-forestale, ecc.

Monitoraggio della biodiversità nei Piani di Sviluppo Rurale (2007-2013)

Con il recente Regolamento CE sul sostegno allo Sviluppo Rurale (1698/05) e i successivi regolamenti di attuazione (Reg CE 1974/06 e 1975/06) viene definitivamente adottata e ufficializzata una metodologia di valutazione e monitoraggio dei piani di sviluppo rurale e, in termini più generali, delle politiche agro-ambientali. Tale metodologia si basa sull'adozione di indicatori che intendono misurare "l'andamento, l'efficienza e l'efficacia dei programmi di sviluppo rurale rispetto ai loro obiettivi…" e "…che permettono di valutare la situazione di partenza nonché l'esecuzione finanziaria, i prodotti, i risultati e l'impatto dei programmi".[15] Tali strumenti di valutazione e monitoraggio vengono distinti in indicatori comuni: iniziali, di prodotto, di risultato e di impatto come riportato nella tabella 9.

Nell'allegato VIII del regolamento di applicazione del sostegno allo sviluppo rurale (Reg. CE 1974/06) vengono elencati sinteticamente asse per asse e viene fornito il quadro complessivo degli indicatori previsti. Ai fini delle verifiche relative al miglioramento o conservazione della biodiversità negli agro-ecosistemi gli indicatori di maggior interesse riguardano evidentemente l'asse 2, relativo al miglioramento dell'ambiente e dello spazio rurale tramite la gestione del territorio (Tabella 10)[16].

---

[14] Il lavoro riporta l'andamento nazionale di alcuni indicatori proposti ed elaborati nell'ambito appunto del SINA (Sistema Informativo Nazionale Ambientale). Questa versione e le diverse edizioni successive sono disponibili, in versioni a volte ridotte, nel sito dell'APAT (ora ISPRA).

[15] Articolo 81, c. 1 del Regolamento CE 1698/05.

[16] Non sono tuttavia da escludere indicatori ed azioni relativi agli altri assi che possono avere un'influenza indiretta nei confronti delle biodiversità.

Tabella 9. Definizione degli indicatori previsti per il monitoraggio dei piani di sviluppo rurale: indicatori iniziali, di prodotto, di risultato e di impatto (DG Agricoltura 2006).

Indicatori iniziali. Gli indicatori iniziali servono per realizzare l'analisi SWOT (strenght, weakness, opportunities and treats) e per definire la strategia del programma. Si dividono in due categorie: • Indicatori iniziali correlati agli obiettivi. Sono collegati direttamente agli obiettivi più'f9 generali del programma. Sono usati per realizzare l'analisi SWOT in rapporto agli obiettivi individuati nel regolamento; costituiscono inoltre una linea di partenza (o di riferimento) in base alla quale sarà'e0 valutato l'impatto del programma. Gli indicatori iniziali riflettono la situazione di partenza del periodo di programmazione e il suo andamento nel corso del tempo; una volta prese in considerazione le tendenze iniziali e altri fattori incidenti, la stima dell'impatto dovrebbe riflettere solo quella parte di cambiamenti che può'f2 essere attribuita al programma. • Indicatori iniziali correlati al contesto. Forniscono informazioni su aspetti rilevanti delle tendenze generali legate al contesto che potrebbero influire sugli esiti del programma. Hanno quindi due scopi: (i) contribuire ad individuare i punti di forza e di debolezza della regione; (ii) consentire di interpretare l'impatto del programma alla luce delle tendenze generali di tipo economico, sociale, strutturale o ambientale.
Indicatori di prodotto. Misurano le attività realizzate direttamente nell'ambito di programmi che costituiscono il primo passo verso la realizzazione degli obiettivi operativi dell'intervento e si misurano in unità fisiche o finanziarie. *Esempio:* numero dei corsi di formazione organizzati, numero delle aziende agricole che ricevono sostegni agli investimenti, volume totale degli investimenti.
Indicatori di risultato. Misurano gli effetti diretti e immediati dell'intervento e forniscono informazioni sui cambiamenti riguardanti, ad esempio, il comportamento, la capacità o il rendimento dei diretti beneficiari; si misurano in termini fisici o finanziari. *Esempio:* numero lordo di posti di lavoro creati, esiti positivi delle attività di formazione.
Indicatori di impatto. Si riferiscono ai benefici del programma al di là degli effetti immediati sui diretti beneficiari, a livello dell'intervento ma anche, più in generale, nella zona interessata dal programma; sono legati agli obiettivi più generali del programma stesso. Sono di solito espressi in termini "netti", ovvero tralasciando gli effetti non attribuibili all'intervento (doppi conteggi, effetti inerziali) e prendendo in considerazione gli effetti indiretti (dislocazione ed effetti moltiplicatori). *Esempio:* aumento dell'occupazione nelle zone rurali, aumento della produttività del settore agricolo, aumento della produzione di energia rinnovabile.

Mentre per gli indicatori di prodotto (*output indicators*) tale verifica è abbastanza semplice ed immediata in quanto consiste nella quantificazione del numero di aziende agricole (o di altri gestori del territorio) e della superficie (fisica o totale) coinvolte da misure favorevoli alla biodiversità (pagamenti agro e silvo-ambientali, indennità compensative per le zone montane, le zone caratterizzate da altri svantaggi naturali e le aree natura 2000), per gli altri indicatori le verifiche richiedono valutazioni più impegnative.

Gli indicatori iniziali (*baseline indicators*), rappresentano degli indicatori di stato, cioè delle condizioni iniziali dell'ambiente (delle aziende o dell'agricoltura) prima dell'applicazione dei piani di sviluppo rurale. Una parte di questi si riferisce direttamente agli obiettivi del programma e quindi nel nostro caso alle condizioni iniziali di biodiversità nell'ambiente agricolo di riferimento (azienda, comprensorio, provincia, regione). Ad esempio le condizioni dell'avifauna presenti nell'ambiente agricolo considerato prima dell'applicazione delle misure del PSR. Una seconda parte degli indicatori iniziali ha come riferimento il contesto, cioè le condizioni iniziali più generali dell'ambiente che influenzano indirettamente gli obiettivi specifici del programma (nel nostro caso la biodiversità). Ad esempio le condizioni o caratteristiche dell'uso del suolo, delle aree svantaggiate, di quelle ad agricoltura estensiva, delle zone natura 2000, delle foreste protette, ecc. Gli indicatori iniziali di obiettivo servono per realizzare l'analisi *SWOT* (*strenght, weakness, opportunities and treats*), cioè per individuare i punti di forza, debolezza, opportunità e minaccia della situazione esistente e definire quindi gli obiettivi del programma e le misure da applicare. Servono anche come punto di riferimento per le valutazioni successive al fine di verificare l'efficacia degli interventi applicati nel corso degli anni.

Gli indicatori di risultato (*result indicators*) verificano nel breve periodo gli effetti diretti ed immediati delle misure adottate. Si riferiscono agli effetti di piccola scala, cioè relativi alle sole superfici coinvolte dalle azioni, nel nostro caso a favore della biodiversità, verificando cioè l'efficacia degli interventi su quest'ultima. Ad esempio la verifica (a campione) che sulle superfici coinvolte dall'agricoltura biologica o dal mantenimento e posticipazione dell'aratura dei residui colturali, si è determinato un miglioramento delle condizioni di biodiversità.

Tabella 10. Indicatori relativi all'Asse II (Reg.CE 1698/05 e 1974/06) di interesse per la biodiversità selvatica.

Ia INDICATORI INIZIALI DI OBIETTIVO (Asse II)		
N°	**DEFINIZIONE**	**CALCOLO**
17	Biodiversità: avifauna in habitat agricolo	Andamento dell'indice delle popolazioni di avifauna in ambienti agricoli (FBI)
18	Biodiversità: habitat agricoli e forestali di alto pregio naturale	SAU di habitat agricoli ad elevato valore naturalistico (HNV)
19	Biodiversità: composizione delle specie arboree	Distribuzione gruppi di specie arboree in base alla area di FOWL (% di conifere/% latifoglie/% miste)
20	Qualità dell'acqua: bilancio lordo dei nutrienti	- eccesso di azoto in kg/ha - eccesso di fosforo in kg/ha
21	Qualità dell'acqua: inquinamento da nitrati e pesticidi	- Andamento annuale nelle concentrazione di nitrati nel suolo e nelle acque superficiali - Andamenti annuali nelle concentrazioni di pesticidi nel suolo e nelle acque superficiali
22	Suolo: zone a rischio di erosione	Aree a rischio di erosione del suolo (classi di T/ha/anno)
23	Suolo: agricoltura biologica	SAU coltivata ad agricoltura biologica
24	Cambiamenti climatici: produzione di energia rinnovabile da biomasse agricole e forestali	Produzione di energia rinnovabile dall'agricoltura (ktoe)
25	Cambiamenti climatici: SAU adibita alla produzione di energia rinnovabile	SAU adibita a colture a scopi energetici o da biomassa
26	Cambiamenti climatici/qualità dell'aria: emissioni agricole di gas (GHG)	Emissioni agricole di gas (GHG, ktoe)
Ib INDICATORI INIZIALI DI OBIETTIVO (Asse II)		
N°	**DEFINIZIONE**	**CALCOLO**
7	Copertura del suolo	% di area nelle classi agricola/forestale/naturale/artificiale
8	Zone svantaggiate	% di SAU in zone non svantaggiate/ zone montane svantaggiate/zone svantaggiate diverse dalle zone montane/zone svantaggiate con limiti specifici
9	Zone ad agricoltura estensiva	- % di SAU per le colture arabili estensive - % di SAU per pascoli estensivi
10	Zone Natura 2000	- % di territorio in zone Natura 2000 - % SAU in zone Natura 2000 - % di area forestale in zone Natura 2000
11	Biodiversità: foreste protette	% FOWL protette per salvaguardare la biodiversità, gli elementi del paesaggio e con finalità naturali specifiche (MCPFE 4.9, CLASSI 1.1, 1.2, 1.3 & 2)
12	Sviluppo della zona forestale	Incremento medio annuo di aree forestali e terreni boschivi
13	Stato di salute dell'ecosistema forestale	% alberi/conifere/latifoglie nelle classi di defoliazione 2-4
14	Qualità dell'acqua	% di territorio classificato come Zona Vulnerabile per i nitrati
15	Consumo di acqua	% di SAU irrigata
16	Foreste protettive (principalmente per suolo e acqua)	Area forestale (FOWL) gestita principalmente per la protezione di suolo ed acqua (MCPFE 5.1 classe 3.1)
II INDICATORI COMUNI DI PRODOTTO (Asse II)		
N°	**DEFINIZIONE**	**CALCOLO**
211	Indennità compensative degli svantaggi naturali a favore degli agricoltori delle zone montane	- Numero di aziende beneficiarie in zone montane - Superficie agricola sovvenzionata in zone montane
212	Indennità a favore degli agricoltori delle zone svantaggiate naturali diverse dalle zone montane	- Numero di aziende beneficiarie in zone caratterizzate da svantaggi naturali diverse dalle zone montane - Superficie agricola sovvenzionata in zone caratterizzate da svantaggi naturali diverse dalle zone montane
213	Indennità Natura 2000 e indennità connesse alla Direttiva 2000/60/CE	- Numero aziende beneficiarie in zone Natura 2000/Direttiva quadro acque - Superficie agricola sovvenzionata in zone Natura 2000/Direttiva acque
214	Pagamenti agroambientali	- Numero di aziende agricole e di altri gestori del territorio beneficiari - Superficie totale interessata dal sostegno agroambientale - Superficie fisica interessata dal sostegno agroambientale per questa misura - Numero totale di contratti - Numero di azioni in materia di risorse genetiche
215	Pagamenti per il benessere degli animali	- Numero di aziende agricole beneficiarie - Numero di contratti per il benessere degli animali
216	Investimenti non produttivi	- Numero di aziende agricole e di altri gestori del territorio beneficiari - Volume totale di investimenti
221	Imboschimento di superfici agricole	- Numero di beneficiari di aiuti all'imboschimento - Numero di ettari imboschiti
222	Primo impianto di sistemi agroforestali su terreni agricoli	- Numero di beneficiari - Numero di ettari interessati da nuovi sistemi agroforestali
223	Imboschimento di superfici non agricole	- Numero di beneficiari di aiuti all'imboschimento - Numero di ettari imboschiti
224	Indennità Natura 2000	- Numero di aziende forestali beneficiarie in zone Natura 2000 - Superficie forestale sovvenzionata (ettari) in zone Natura 2000

Tabella 10, continua

II INDICATORI COMUNI DI PRODOTTO (Asse II)		
N°	**DEFINIZIONE**	**CALCOLO**
225	Indennità per interventi silvoambientali	- Numero di aziende forestali beneficiarie - Superficie totale interessata dal sostegno silvoambientale - Superficie fisica interessata dal sostegno silvoambientale - Numero di contratti
226	Ricostituzione del potenziale produttivo forestale e interventi preventivi	- Numero di interventi preventivi/ricostitutivi - Superficie forestale danneggiata sovvenzionata - Volume totale di investimenti
227	Investimenti non produttivi	- Numero di proprietari di foreste beneficiari - Volume totale di investimenti
Asse III		
323	Tutela e riqualificazione del patrimonio rurale	- Numero di interventi sovvenzionati - Volume totale di investimenti
III INDICATORI COMUNI DI RISULTATO (Asse II)		
6	Superficie soggetta a una gestione efficace del territorio, che ha contribuito con successo: a) alla biodiversità e alla salvaguardia di habitat agricoli e forestali di alto pregio naturale b) a migliorare la qualità dell'acqua c) ad attenuare i cambiamenti climatici d) a migliorare la qualità del suolo e) a evitare la marginalizzazione e l'abbandono delle terre	
IV INDICATORI COMUNI DI IMPATTO (Asse II)		
N°	**DEFINIZIONE**	**CALCOLO**
4	Ripristino della biodiversità	Cambiamento nel trend attuale di declino della biodiversità misurata attraverso la popolazione di uccelli degli ambienti agricoli (FBI)
5	Conservazione di habitat agricoli e forestali di alto pregio naturale	Cambiamenti della superficie degli habitat agricoli e forestali di elevato valore naturalistico
6	Miglioramento della qualità dell'acqua	Cambiamento del bilancio lordo dei nutrienti
7	Contributo all'attenuazione dei cambiamenti climatici	Incremento nella produzione di energia rinnovabile

LEGENDA: FBI: *Farmland Bird Index* (Indice degli uccelli degli ambienti agricoli). **HNV**: *High Nature Value* (Elevato Valore Naturalistico). **FOWL**: *Forest and Other Wooded Land* (foreste e altre aree forestali o cespugliate). **GHG**: *Greenhouse gases*. **Ktoe**: *thousand tonnes of oil equivalent*. **MCPFE**: indicatori di gestione forestale sostenibile adottati dalla MCPFE (Conferenza Ministeriale per la Protezione delle Foreste). MCPFE 4.9: foreste protette. MCPFE 5.1: boschi di protezione- suolo, acqua e altre funzioni ecosistemiche.

Gli indicatori di impatto (*impact indicators*) invece intendono verificare gli effetti complessivi del programma nei confronti della biodiversità negli ambienti agricoli. In questo caso la verifica riguarda una scala più ampia (grandi comprensori, province, regioni). In altri termini se le azioni previste hanno determinato un'inversione di tendenza rispetto al normale *trend* di riduzione delle condizioni di biodiversità provinciale o regionale. Gli indicatori individuati per misurare l'andamento della biodiversità negli ambienti agricoli sono rappresentati da un indice della popolazione di uccelli tipici di questi ambienti (*farmland bird species index, FBI*) e dell'evoluzione della superficie degli habitat agricoli e forestali di elevato pregio naturalistico (*High nature value HNV farmland and forestry*).

Evidentemente gli indicatori di impatto fanno espressamente riferimento ai valori definiti dagli indicatori iniziali. I metodi di calcolo degli indicatori iniziali sono riportati sinteticamente nella tabella 10 e vengono approfonditi nei capitoli relativi al monitoraggio delle comunità ornitiche e degli habitat.

Il monitoraggio nei PSR regionali

La nuova normativa europea sullo sviluppo rurale relativamente alla problematica del monitoraggio richiedeva alle singole regioni, oltre che una applicazione *tous court* degli indicatori definiti, anche un'eventuale miglioramento e "affinamento" degli stessi per la necessità di un adeguamento alle diverse realtà territoriali.

Il nuovo sistema di monitoraggio si avvale degli strumenti già sviluppati ed implementati nel precedente periodo di programmazione. Il Quadro Comune per il Monitoraggio e la Valutazione (QCMV) è infatti fondato sulla continuità e sull'adeguamento esistente nel

periodo 2000-2006 in base all'esperienza acquisita e ai requisiti previsti dal nuovo regolamento. Il monitoraggio previsto per il 2007-2013 sarà attuato in maniera più sistematica e adeguato ad una serie di nuovi requisiti previsti dal Regolamento.

Il livello territoriale di riferimento degli indicatori utilizzati per l'analisi è quello provinciale (ai sensi della definizione delle aree rurali elaborate dall' OCSE)[17].

Per ciò che concerne le modalità con cui le regioni hanno individuato e definito gli

Box 1. Definizioni di aree rurali in base all'OCSE e al Piano Strategico Nazionale (PSN).

Considerando le difficoltà nel definire il concetto di "rurale" (l'Unione Europea, non ha ancora adottato una specifica definizione nonostante il suo impegno in diverse politiche orientate al mondo rurale) è importante individuare i parametri più consoni a descrivere le principali diversità fra le aree rurali, utili al fine di definire politiche di sviluppo rurale più adeguate alle diverse realtà territoriali. L'OCSE ha sviluppato un metodo che può essere utilizzato per descrivere le differenti situazioni territoriali esistenti all'interno dell'Unione Europea.

Il modello OCSE (Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico)
L'OCSE ha recentemente sviluppato un criterio di semplice applicazione per l'individuazione delle aree rurali allo scopo di effettuare confronti internazionali sulle condizioni e sui *trend* in atto nel mondo rurale. Innanzitutto l'OCSE distingue secondo la classificazione NUTS (*Nomenclature des Unitès Territoriales Statistiques*) cinque livelli territoriali. Il NUTS 0 è il livello degli Stati Membri (15); il NUTS 1 è relativo a gruppi di regioni; il NUTS 2 si riferisce alle regioni, il NUTS 3 alle province e il NUTS 5 ai comuni.
A livello locale, l'OCSE identifica le aree rurali come aggregazioni più o meno continue di comuni rurali, cioè comuni con densità della popolazione inferiore a 150 ab/kmq.
A livello regionale distingue invece tre ampie categorie, in funzione della percentuale della popolazione regionale che vive in comuni rurali:
- regioni prevalentemente rurali: più del 50% della popolazione regionale vive in comuni rurali;
- regioni significativamente rurali: tra il 15 e il 50% della popolazione regionale vive in comuni rurali;
- regioni prevalentemente urbane: meno del 15% della popolazione regionale vive in comuni rurali.

Tale metodologia OCSE, tuttavia, non consente di cogliere adeguatamente le differenze interne alle singole province, pertanto è stata rivista apportando alcuni adattamenti che consentono una demarcazione delle aree urbane e di quelle rurali più precisa e anche una differenziazione interna al rurale che tiene conto dell'altimetria e delle differenze regionali ottenendo delle macroaree omogenee, fermo restando che nei singoli PSR regionali potranno essere adottate articolazioni del territorio regionale che utilizzino indicatori aggiuntivi e/o alternativi per individuare le tipologie più appropriate alle specificità regionali.

Differenziazione delle aree rurali in Italia (PSN, art. 11, Reg. CE 1698/2005)
L'unità minima di riferimento utilizzata per l'analisi, ove possibile, è quella comunale, nei casi in cui non si è potuti procedere in tal senso, si è fatto riferimento alle province, classificandole "province urbane", quelle con prevalenza di aree urbane, "province rurali ad agricoltura intensiva", nel caso l'agricoltura abbia un peso significativo e in "province rurali" per tutte quelle rimanenti.

(A) Poli urbani:
- capoluoghi di provincia (più di 150 ab/kmq);
- aree fortemente urbanizzate (Nord, Centro e Mezzogiorno).

(B) Aree rurali ad agricoltura intensiva specializzata
- aree rurali urbanizzate di pianura (Nord, Centro e Mezzogiorno);
- aree rurali urbanizzate di collina (Nord, Centro e Mezzogiorno);
- aree prevalentemente rurali di pianura (Nord, Centro e Mezzogiorno);
- aree significativamente rurali di pianura (Nord, Centro e Mezzogiorno).

(C) Aree rurali intermedie:
- aree prevalentemente rurali di collina (Nord e Centro);
- aree significativamente rurali di collina (Nord e Centro);
- aree significativamente rurali di collina (Mezzogiorno);
- aree significativamente rurali di montagna (Nord e Centro).

(D) Aree rurali con problemi complessivi di sviluppo
- aree prevalentemente rurali di montagna (Nord, Centro e Mezzogiorno);
- aree prevalentemente rurali di collina (Mezzogiorno);
- aree significativamente rurali di montagna (Mezzogiorno).

[18] Per alcuni indicatori, relativamente ai quali si è evidenziata la possibilità di reperire informazioni a livello comunale, si è proceduto all'integrazione delle informazioni secondo i criteri stabiliti dal Piano Strategico Nazionale in merito alla definizione di "zona rurale" adottata in Italia (si veda il Box 1) che, in sintonia con gli orientamenti della Commissione, consente un'approssimazione su un livello geografico superiore.

indicatori, dall'analisi degli ultimi PSR (2007-13), è possibile trarre alcune prime indicazioni di ordine generale. Innanzitutto vi è da rilevare che la complessità e l'articolazione dello schema di indicatori previsto dalla Commissione ha determinato non pochi problemi di messa a punto del programma da parte di molte regioni per rientrare nei tempi previsti. Limitatamente alla problematica del monitoraggio della biodiversità è possibile distinguere 4 raggruppamenti di regioni:
1) Le regioni che hanno seguito le linee guida in modo preciso o con piccole differenze irrilevanti ai fini della nostra valutazione. In questo gruppo rientrano 9 regioni: Abruzzo, Alto Adige, Calabria, Lazio, Liguria, Molise, Sardegna, Toscana e Valle D'Aosta.
2) Le regioni che hanno applicato lo schema iniziale in modo abbastanza differenziato rispetto alle indicazioni di base o alla media delle altre regioni. Ciò in particolare per quanto riguarda la collocazione degli indicatori in una categoria piuttosto che in un'altra. In alcuni casi infatti indicatori da considerare "di prodotto" o "di realizzazione" (*output*) sono stati inseriti nella categoria degli indicatori "di risultato" (*results*). Queste differenti interpretazioni tuttavia derivano spesso da difficoltà oggettive di distinzione dovute alle specificità regionali. In questo gruppo possiamo inserire 5 regioni: la Campania, la Basilicata, il Piemonte, le Marche e il Trentino.
3) Le regioni che hanno adottato, per alcuni indicatori, una terminologia leggermente diversa da quella comunitaria anche se nella sostanza il significato dell'indicatore non cambia. Il gruppo in questo caso è numeroso. Sono 11 le regioni interessate: Lombardia, Marche, Calabria, Emilia-Romagna, Puglia, Piemonte, Toscana, Umbria, Valle D'Aosta, Veneto e Campania.
4) Infine un ultimo gruppo di regioni si sono contraddistinte per aver individuato degli indicatori originali rispetto a quelli ufficialmente indicati. Le regioni di questo gruppo sono 9 e precisamente: l'Alto Adige, la Campania, la Lombardia, l'Umbria, le Marche, la Puglia, il Friuli Venezia-Giulia, l'Emilia-Romagna e il Trentino.

Considerata l'importanza di quest'ultimo aspetto, vale la pena soffermarsi ed evidenziare alcune delle particolarità individuate da queste regioni.

Iniziando dall'Alto Adige (provincia autonoma di Bolzano), questo ha previsto due indicatori di risultato originali: "la superficie boschiva protettiva stabilizzata e gestita in modo sostenibile" e "la valorizzazione della natura e del paesaggio rurale con un supporto pubblico per la costante gestione sostenibile". Quest'ultimo misurato in termini di superficie del territorio agricolo valorizzata dal punto di vista della naturalità e biodiversità dell'area.

La regione Campania si è distinta per la valutazione dell'indicatore comune di obiettivo n. 17: "Biodiversità: popolazione degli uccelli sui terreni agricoli" utilizzando oltre al tradizionale indicatore "dell'andamento della popolazione di uccelli che vivono nei terreni agricoli" anche la "% di SAU a biologico e ad agricoltura integrata nei comuni interessati dalla presenza di ZPS", evidenziando l'importanza data in questa regione ai sistemi di agricoltura biologica e integrata ritenuti particolarmente favorevoli alla biodiversità. Questa regione individua anche (nell'ambito della misura 227 "Investimenti non produttivi"), tra gli indicatori comuni di prodotto, un indicatore aggiuntivo: gli "ettari di superficie interessata da interventi di rinaturalizzazione e di accesso al pubblico a fini ricreativi". Questo parametro riassume concettualmente l'importanza attribuita alle operazioni di ripristino ambientale di aree degradate con finalità sia turistiche che ecologiche.

La regione Lombardia sembra essere l'unica a dedicare particolare attenzione alla definizione e al calcolo dell'indicatore 18 ("Conservazione di habitat agricoli e forestali di alto pregio naturale"). Questa indica due livelli di *HNV farmland areas*: il primo relativo alle aree a basso impatto ambientale naturaliformi con bassi input di fattori produttivi; il secondo relativo alle aree agricole caratterizzate da bassa intensità di coltivazione, che presentano un mosaico di terre semi-naturali e coltivate oltre ad elementi naturali rilevabili a scala ridotta (includendo tra questi le principali colture foraggere avvicendate, gli impianti di

siepi, i filari e le fasce tampone). Tali considerazioni evidenziano il peso dato dalla regione agli elementi lineari di importanza naturalistica presenti negli agro-ecosistemi.

L'Umbria si differenzia dalle altre regioni relativamente all'identificazione delle zone svantaggiate. Vengono infatti individuati 5 indicatori: la SAU al di sopra dei 600 metri, le zone sensibili ai nitrati, le zone a rischio idrogeologico, le zone protette e la SAU protetta sulla SAU totale.

Relativamente all'indicatore "di contesto" n. 13 "stato di salute dell'ecosistema forestale", due regioni si differenziano dalle altre individuando ciascuna un indicatore aggiuntivo: la "percentuale di superficie forestale soggetta a danneggiamenti" per le Marche e il "numero totale di incendi avvenuti dal 2000 al 2005" per l'Umbria.

La Puglia individua un indicatore di contesto supplementare definito come "Agricoltura intensiva" che rappresenta un indice delle pressioni esercitate sulla biodiversità dalle pratiche agricole intensive.

La regione Friuli-Venezia Giulia introduce degli indicatori supplementari di particolare interesse per gli aspetti faunistici. Questi sono: il "numero di nidi artificiali installati", i "nidi naturali tutelati" ed il "numero di muretti a secco ristrutturati". La stessa regione, riguardo all'Indicatore 4: "Ripristino della biodiversità", espressa in termini di evoluzione quantitativa delle popolazioni di uccelli appartenenti a specie caratteristiche degli ambienti agricoli (*farmland bird index*), individua come variabile, la riduzione del tasso di decrescita della popolazione del re di quaglie (*Crex crex*) nell'ambito provinciale[18].

Un'ulteriore particolarità interessante riguarda un indicatore di impatto individuato in modo originale dalla regione Emilia-Romagna. Questo è identificato con l'acronimo ISR3 e riguarda il "mantenimento e valorizzazione dei paesaggi" che è misurato attraverso una "valutazione di coerenza, differenziazione e identità culturale".

Per quanto riguarda la Sicilia invece è interessante osservare la scelta della Regione di non realizzare stime dell'indicatore "ripristino della biodiversità" a causa della scarsità di dati regionali rappresentativi dell'avifauna in ambiente agricolo.

Per quanto riguarda le misure indirizzate alle aree Natura 2000, molte sono le regioni che hanno attivato queste sovvenzioni (n. 213 e 224)[19]. In relazione a questa misura dell'asse 3, una specifica interessante è quella effettuata dalla regione Campania che introduce una piccola variante rispetto all'indicatore tradizionale ("numero di interventi sovvenzionati") precisando il "numero di interventi effettuati per il recupero degli elementi architettonici culturali paesaggistici". A questo riguardo il Trentino adotta, come indicatore supplementare, la "superficie di aree Natura 2000 per cui è stato redatto un piano di gestione", mentre la Toscana sceglie, come indicatori specifici, il "numero dei piani di gestione e protezione realizzati" e il "numero di reti ecologiche progettate". Il Friuli Venezia-Giulia invece colloca la "superficie Natura 2000 con Piani di gestione" tra gli indicatori di impatto associati alla "Conservazione di habitat agricoli e forestali di alto pregio naturale", specificando inoltre, che questo indicatore sarà integrato da un altro ossia "la percentuale di variazione della superficie coperta da siepi, boschetti e macchia-radura nel corso dei 7 anni del PSR" e precisando che grazie all'individuazione sul territorio regionale di habitat naturali, semi-naturali e antropizzati sarà possibile con il PSR monitorare la variazione nel tempo degli habitat alberati (siepi, boschetti, macchia-radura).

Queste prime valutazione dei PSR regionali vanno naturalmente considerate relativamente alla fase iniziale di approvazione dei piani (anno 2007-08), non tengono cioè in considerazione delle modifiche successive richieste dalla Comunità Europea e comunque attuate dalle diverse regioni.

---

[18] Trattasi di specie migratrice di interesse comunitario tra le più minacciate, presente nel territorio durante il periodo di chiusura dell'attività venatoria, diventata simbolo della perdita di biodiversità delle zone agricole di questa regione.

[19] In totale 15: Abruzzo, Basilicata, Calabria, Campania, Friuli-Venezia Giulia, Lazio, Liguria, Lombardia, Marche, Piemonte, Puglia, Sardegna, Toscana, Umbria e Veneto. Le prime quattro, hanno inoltre attivato una misura per queste aree anche nell'ambito dell'asse 3 (n. 323: "Tutela e riqualificazione del patrimonio rurale").

Bibliografia

Introduzione

Council of Europe e UNEP, 2006: Pan-European biological and landscape diversity strategy. STRA CO (2006) 8.

MIPAAF, 2007: Piano Strategico Nazionale per lo Sviluppo Rurale. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali. Roma, 153 pp.

Monitoraggio e biodiversita'

ANPA, 2001: Verso l'Annuario dei dati ambientali: primo popolamento degli indicatori SINAnet. Stato dell'Ambiente 5/2001. ANPA, Roma, 404 pp.

APAT, 2002a: Annuario dei dati ambientali. Edizione 2002. Stato dell'Ambiente 7/2002. APAT, Roma, 824 pp.

APAT, 2002b: Introduzione al progetto della rete di monitoraggio per la biodiversità e gli effetti dei cambiamenti climatici sull'ambiente naturale. Rapporti 24/2002, 55 pp.

APAT, 2003: Indicatori per il reporting sulla biosfera. 23 pp. APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, CTN_NeB Centro Tematico Nazionale Natura e Biodiversità, 23 pp.

APAT, 2006: Definizione di linee guida per il monitoraggio di primi elementi di interesse per la costruzione della rete di monitoraggio della biodiversità e dei cambiamenti climatici in Italia. APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, CTN_NeB Centro Tematico Nazionale Natura e Biodiversità, 55 pp.

Blasi, C. 2005: Ragioni della biodiversità. Conoscere la biodiversità per conservarla. In Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (a cura di); Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura. Palombi & Partner S.r.l. Roma, pp. 35-37,

Blasi, C. 2003: Scoprire la biodiversità. Paesaggi della biodiversità. Connecting cultures editions. Collana Immagini + Idee 01: 8-27.

Carraciolo, R., Treves, C. 2005: Sintesi sui principali piani e programmi di monitoraggio a livello internazionale e nazionale. In Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (a cura di); Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura. Palombi & Partner S.r.l. Roma, pp. 420-444.

European Commission, 2004: Biodiversity Action Plan for Agricolture: Implementation report. Working document. European European Commission Agricolture Directorate-General, May 2004, 66 pp.

Genghini, M. 1991: Valutazione delle politiche ambientali: il caso della lotta integrata in agricoltura. Doctoral Dissertation, Bologna.

Holling, C. S. 1973: Resilience and stability of ecological systems. – Annual Review of Ecology and Systematics 4: 1-23.

Manes, F., Capogna, F. 2005a: Perdita della biodiversita. In Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (a cura di); Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura. Palombi & Partner S.r.l. Roma, pp. 106-107.

Manes, F., Capogna, F. 2005b: Dall'indentificazione delle cause all'individuazione dei punti sensibili. In Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (a cura di); Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura. Palombi & Partner S.r.l. Roma, pp. 38-39.

McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeir, R. A., Werner, T. B. 1990: Conserving the world's biological diversity. IUCN, Gland, Switzerland; WRI, CI, WWF-US, and the World Bank, Washington D.C.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000: Biodiversity

hotspot for conservation priorities. - Nature 403: 853-858.

OECD, 1999a: Environmental indicator for agriculture: methods and results – the stocktaking report. Biodiversity – COM/AGR/CA/ENV/EPOC(99)132.

Pearce, D., Moran, D. 1995: The economic value of Biodiversity. IUCN, Earthscan Publications Ltd, London.

Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M.T., Walzer, M., Wall, D.H. 2000: Global biodiversity Scenarios for the year 2100. Science's Compass 287: 1770-1774.

Biodiversita' e agricoltura

BirdLife International, 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK, BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).

COM, 2001b: Piano d'azione a favore della biodiversità. Agricoltura. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo 162 (2001). Commissione delle Comunità Europee, Bruxelles, 55 pp.

Guarrera, L. 1998: The Emperor's Hen- the LIFE project for the conservation of dry lowland grasslands in Sardinia: integratine conservation with economic development; In Managing High Nature conservation Value farmland: policies processes and practices. Proceedings of the Sixth European Forum on Nature Conservation and Pastoralism, 6-10 June 1998, Luhacovice, Bile Karpaty, Czech Republic.

Tucker, G. M., Heath, M.F. 1994: Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, UK, BirdLife international.

Indicatori e indici

ANPA, 2000: Selezione di indicatori ambientali per i temi relativi alla Biosfera. RTI CTN_CON 1/2000. CTN_CON, Aosta, 167 pp.

APAT, 2003: Indicatori per il reporting sulla biosfera. 23 pp. APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, CTN_NeB Centro Tematico Nazionale Natura e Biodiversità, 23 pp.

ARPAV, 2000: Rapporto sugli indicatori ambientali del Veneto. Agenzia Regionale per Prevenzione e la Protezione Ambientale del Veneto, Padova. Promodis Italia Editrice; Brescia, 120 pp.

Bittermann, W., Brower, F. 1998: Joint Final Report of the Sectoral Infrastucture Project (SIP). Agriculture, EUROSTAT, Luxembourg.

COM, 2000: Indicatori per l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo 20 (2001). Commissione delle Comunità Europee, Bruxelles.

COM, 2001a: Informazioni statistiche necessarie per gli indicatori intesi a monitorare l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo 144 (2001). Commissione delle Comunità Europee, Bruxelles.

COM, 2006: Elaborazione di indicatori agroambientali per controllare l'integrazione della dimensione ambientale nella politica agricola comune. COM (2006) 508, SEC (2006) 1136, Bruxelles, 12 pp.

DG Agricoltura, 2006: Manuale del quadro comune per il monitoraggio e la valutazione. Documento di orientamento. Direzione Generale dell'Agricoltura e dello Sviluppo Rurale. Bruxelles, 15 pp.

EEA, 1998a: Annual Report 1997. Office for Official Pubblications of the European Communities, Luxembourg.

EEA, 1998b: Europe's Environment: The Second Assessment. Elsevier Science Ldt, UK.

EEA, 2005a: Agriculture and environment in EU-15, the IRENA indicator report. European Environmental Agency, Copenhagen, 6/2005.

EEA, 2005b: EEA core set of indicator. Guide. European Environmental Agency. EEA Technical report,

1/ 2005, 38 pp.

EEA, 2006: Core Set indicators. Methodology for indicator calculation. http://themes.eea. europa.eu/IMS/IMS/ISpecs/ISpecification20041007131627/full_spec.

European Communities, 1999: Evaluating socio-economic programmes, MEANS collection, Office for Official Pubblications of the European Communities, Luxembourg.

Jackson, L., Bawa, K., Pascual, U., Perrings, C. 2005: Agrobiodiversity: A new science agenda for biodiversity in support of sustainable agroecosistems. DIVERSITAS Report N. 4. 40 pp.

Jesinghaus, J. 1999: A European System of Environmental Pressure Indices. First Volume of the Environmental Pressure Indices Handbook: The indicators. European Commission, Joint Research Centre. http://esl.jrc.it/envend/theory/Handb_.htm.

Moxey, A. 1999: Cross-cutting issues in developing agri-environmental indicators. In OECD; Environmental Indicators for Agriculture. The York Workshop, Parigi, Vol. 2.

McRae, T., Smith, C.A.S., Gregorich, L. J. (eds) 2000: Environmental Sustainability of Canadian Agriculture, Report of the Agri-Environment Indicator Project, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ont.

OECD, 1993: Environmental Indicators for Environmental Performance Reviews. Parigi.

OECD/GD, 1993: Environment monographs n.83, OECD Core Set Indicators for Environmental Performance Review (A synthesis Report by the Group on the State of the Environment), Parigi, OECD/GD(93)179.

OECD, 1994: Creating Rural Indicators for Shaping Territorial Policy. Paris.

OECD, 1997: Environmental indicators for agricolture. Paris, Organisation for Economic Co-operation and Economic Development.

OECD, 1999b: Environmental indicators for agricolture. Volume 1 Concepts and Framework 45 pp. Volume 2 Issues and Design 213 pp.

OECD, 2000: Environmental Indicators for Agricolture. Executive Summary. OECD, Paris.

Schmidt di Friedberg, P. 1987: Gli indicatori ambientali. Valori, metri e strumenti nello studio di impatto ambientale. Milano, Franco Angeli, 860 pp.

Smeets, E., Weterings, R. 1999: Environmental indicators: Typology and overview. Technical report n. 25, EEA (European Environment Agency).

The Heinz Center, 2005: The State of the Nation's Ecosystems: Measuring the Lands, Waters and Living Resources of the United States. The H. John Heinz III Center for Science, Economics and Environment. Cambridge University Press, New York.

Trisorio, A. 2001: Misurare l'interazione tra agricoltura e ambiente: gli indicatori. In INEA; Rapporto sull'adozione di una metodologia comune per la valutazione di impatto ambientale del Reg.CEE 2078/92. INEA, Roma, pp.9-34 (documento non pubblicato).

United Nations, 1995: Charter 40:Information for Decision-Making and Earthwatch, Economic and Social Council, Commission on Sustainable Environment, E/Cn:17/1995/7, febbraio 1995, United Nations, New York, USA.

UNCSD, 1996: Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies, United Nations.

Wascher, D. M. (ed) 2000: Agri-environmental indicators for sustainable agricolture in Europe. Tilberg, European Centre for Nature Conservation, ECN Technical report series, 240 pp.

GLI INSETTI COME INDICATORI DELLA QUALITÀ DEGLI AGRO-ECOSISTEMI E DEGLI INTERVENTI AGRO-AMBIENTALI

Giovanni Burgio[1], Luca Boriani[2] , Roberto Ferrari[2], Marco Pozzati[2], Daniele Sommaggio[3]

Stato dell'arte

Metodologie di campionamento per lo studio della biodiversità di insetti
- Trappole a caduta
- Trappole Malaise
- Trappole cromotropiche a colla
- Trappole ad acqua
- Trappole innescate con attrattivi sessuali o alimentari
- Retino entomologico
- Retino da sfalcio
- Scuotimento meccanico o metodo dell'ombrello entomologico
- Aspirazione pneumatica
- Osservazioni visive dirette
- Carotaggi nel terreno

Metodologie di analisi statistica dei dati sulla biodiversità di insetti e di confronto (spazio/temporale) delle aree di studio
- Uso di indici e modelli
  - *A1) Indici di abbondanza*
  - *A2) Modelli di abbondanza*
  - *A3) Indici di biodiversità e di abbondanza relativa*
- Uso della statistica multivariata
- Tecniche di spazializzazione dei dati

Proposte ai fini della conservazione, gestione e promozione della biodiversità di insetti

Bibliografia

Casi di studio

Analisi della biodiversità riferite a ogni gruppo studiato:
Lepidotteri diurni (Boriani L., Burgio G., Marini M.[4])
Coleotteri Carabidi (Burgio G., Fabbri R., Boriani L.)
Ditteri Sirfidi (Burgio G., Sommaggio D.)
Imenotteri Simfiti (Sommaggio D., Pesarini F.)
Relazioni tra biodiversità vegetale e animale (Puppi G.[4], Burgio G., Sommaggio D.)
Conclusioni
Appendice

[1] Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agro-ambientali-Area Entomologia, Università degli Studi di Bologna.
[2] Centro Agricoltura Ambiente "Giorgio Vicoli" Castello dei Ronchi (Bologna).
[3] Biostudio, Velo D'Astico (Vicenza).
[4] Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale (BES), Università degli Studi di Bologna.

Stato dell'arte

Nelle agricolture sostenibili - definite in generale come "strategie di produzione a basso input, accettabili ecologicamente, economicamente e socialmente" (Delucchi 1997) - la biodiversità animale e vegetale è diventata un parametro di riferimento nello studio del campo coltivato: basti pensare a come gli approcci quantitativi e qualitativi nello studio della biodiversità siano sempre più visti come indicatori della qualità dell'ambiente (Paoletti 1999). Nell'approccio moderno della biodiversità, in modo particolare in campo agrario, si tende a parlare di "biodiversità funzionale", intendendo con tale termine lo studio delle relazioni trofiche che avvengono in un agroecosistema (Rossing et al. 2003). La biodiversità funzionale viene definita e delineata quindi assegnando una funzione ecologica ai gruppi che fanno parte della biocenosi: in altre parole, ogni categoria trofica può svolgere un servizio ecologico nell'agroecosistema, partecipando agli equilibri ecologici del campo coltivato. Esempi di servizi ecologici sono la lotta biologica, la trasformazione della sostanza organica, la mineralizzazione, l'impollinazione. La valorizzazione della biodiversità funzionale ha quindi anche uno scopo pratico ed è una sorta di "investimento" che l'agricoltore può realizzare in azienda; il vantaggio rispetto a un approccio tradizionale, è che un'agricoltura di questo tipo è caratterizzata da minori input, non possiede impatti ecologici negativi e può consentire una sostenibilità economica e sociale del sistema.

Esistono numerose dimostrazioni del fatto che la ricchezza vegetale comporti un aumento di biodiversità animale: il beneficio pratico risiederebbe in un potenziamento della lotta biologica e quindi in maggior stabilità dell'agroecosistema (Andow 1991, Altieri 1999, Landis et al. 2000). La semplificazione ecologica del campo coltivato è quindi uno dei fattori che impediscono alle specie utili di sopravvivere al di fuori delle colture, ritardando, nel migliore dei casi, la tempestività della loro azione.

La valorizzazione della lotta biologica (detta anche lotta naturale o conservativa) risulta di fondamentale importanza per una gestione sostenibile del campo coltivato. In tale direzione si cerca in modo particolare di mettere in luce ad esempio quali siano le piante non coltivate (non produttive) che favoriscono la moltiplicazione, l'alimentazione o il rifugio di insetti utili (predatori e parassitoidi) (Burgio e Maini 2000). Entrando nei dettagli, alcune specie vegetali possono essere utili in quanto fornitrici di nettare o polline, fondamentali per l'alimentazione dei pronubi, degli adulti dei parassitoidi e di alcuni predatori come i Sirfidi. All'interno di questo gruppo rientrano per l'appunto le piante nettarifere che vengono seminate a strisce a fianco delle colture per richiamare impollinatori e altri insetti utili ai fini della lotta biologica. Recentemente, per il loro ruolo nel sostenere la biodiversità funzionale, queste infrastrutture ecologiche vengono chiamate anche aree di compensazione ecologica (Boller et al. 2004).

Da considerare inoltre che tali infrastrutture ecologiche risultano utili anche alla conservazione di specie animali o vegetali rare o in via d'estinzione, soddisfando l'importante requisito "conservazionistico" previsto dalle politiche ambientali comunitarie (Rossing et al. 2003, Samways 1994). Questo concetto di valenza ecologica delle aree non coltivate all'interno del campo agrario rappresenta un cambiamento epocale delle politiche ambientali in quanto assegna all'agricoltura un ruolo primario nella conservazione delle specie viventi e quindi una vera e propria funzione di protezione e non solo produttiva.

Per valutare la qualità dell'ambiente, sono stati proposti diversi metodi e indicatori. Per quanto riguarda gli artropodi, molti sono i gruppi che sono stati utilizzati (Paoletti 1999) e la scelta di un particolare gruppo risulta un aspetto molto complesso. In generale non esiste un bioindicatore universale e ideale, ma esistono molti gruppi con determinate caratteristiche che possono adattarsi bene a determinate condizioni contingenti. Nella scelta di un bioindicatore, anche motivazioni economiche e pratiche, come la disponibilità di un sistematico in grado di identificare il materiale raccolto, possono fare ricadere la scelta su

un gruppo o l'altro. Alcuni gruppi (es. Collemboli, Coleotteri Stafilinidi, Acari Oribatei), nonostante sia stata dimostrata la loro efficienza come indicatori e siano utilizzati, pongono problemi applicativi per la carenza di specialisti e per l'oggettiva difficoltà nell'identificazione.

Adulto di Carabide *(Anchomenus dorsalis)*. Foto R. Fabbri (a sinistra). Collemboli (a destra).

Molto usati in campo agrario, soprattutto in Nord-Europa, sono stati i Coleotteri Carabidi, per diverse ragioni (una esaustiva review è fornita da Kromp 1999). Recentemente anche gli Imenotteri Apoidei sono stati proposti come bioindicatori in un recente progetto nazionale (progetto AMA, vedi Quaranta et al. 2004). In costante aumento in campo agrario risultano i Ragni, soprattutto in Nord-Europa, anche se sono segnalate interessanti applicazioni anche in Italia (Isaia et al. 2006)). Gli Opilionidi, che mostrano interessanti caratteristiche in campo agrario (Ramilli 2006), sono sicuramente meno usati, per la carenza di specialisti. Recentemente, ricercatori nord-europei hanno proposto *Syrph the Net* (Speight e Castella 2001), un sistema informatizzato basato sull'uso dei Ditteri Sirfidi (vedi parte seguente), che mediante il confronto fra le specie campionate e quelle attese, permette di calcolare un interessante indice di mantenimento della biodiversità, che rappresenta la performance (cioè il buon funzionamento) dell'ecosistema. Questo sistema è stato utilizzato in nord e centro Europa, e recentemente è stato validato anche in Italia settentrionale in ambienti agrari (Burgio e Sommaggio 2007), dove ha mostrato risultati promettenti (vedi paragrafo specifico).

Adulti di Sirfidi. Foto F. Santi.

Metodologie di campionamento per lo studio della biodiversità di insetti

Il campionamento delle popolazioni di insetti costituisce una fase molto delicata nell'ambito dell'entomologia applicata, poiché influisce su qualità e attendibilità dei dati raccolti in campo. Innanzi tutto il campionamento deve tenere conto del contesto specifico in cui si opera. Ad esempio la stima delle popolazioni di insetti nei campionamenti periodici in un'azienda agraria è finalizzata sempre a una decisione operativa: il tecnico o l'agricoltore infatti devono rispondere ad esigenze molto pratiche, come ad esempio la necessità di intervenire o meno con un trattamento, oppure se continuare il campionamento o interromperlo. Nell'ecologia applicata, invece, conoscere la densità di popolazione di un insetto può essere importante per l'impostazione di una politica ambientale protezionistica (es. insetti rari da proteggere) o nella progettazione di riserve o parchi (la conoscenza del volume di una popolazione di insetti ritenuti fondamentali per il corretto funzionamento dell'ambiente influisce sulla stima della dimensione della riserva o parco). Altri settori d'indagine, come ad esempio la faunistica, possono prevedere studi che si prefiggono di stilare liste sulle specie presenti di un certo gruppo, associate alle loro abbondanze relative. Un problema molto pratico che spesso si deve affrontare nel campionamento in entomologia applicata, è il compromesso fra l'attendibilità del metodo e il suo costo. Spesso infatti le tecniche di campionamento più precise sono molto costose e difficili da realizzare; altre tecniche più semplici e rapide sono del resto prettamente qualitative (cioè sono adatte a segnalare la presenza o l'assenza di una specie) ma sono scarsamente quantitative (cioè mal si prestano per stimare la densità di popolazione di una specie). Inoltre non esistono tecniche di campionamento "universali", nel senso che ogni gruppo di insetti necessita tecniche appropriate e specifiche. Da queste considerazioni emerge quindi che la scelta del tipo di campionamento da attuare per lo studio di insetti è un aspetto non certo semplice, che deve essere ponderato con attenzione.

Da un punto di vista pratico è importante distinguere le tecniche di campionamento dai programmi di campionamento. Le tecniche di campionamento sono definite come i metodi usati per raccogliere informazioni da unità di campionamento, e riguardano l'attrezzatura, l'equipaggiamento e il modo in cui il conteggio è effettuato.

I programmi di campionamento sono invece le procedure per eseguire e applicare le tecniche di campionamento. Esse devono essere in grado di definire come deve essere estratto un campione, la dimensione dell'unità di campionamento (unità spaziali come volume o area, oppure unità di habitat o di vegetazione come foglia, culmo, ramo, branca, pianta intera, vegetazione), il numero delle unità di campionamento (campioni), il momento per eseguire il campionamento. Abbiamo inoltre tecniche di campionamento definite distruttive e altre non distruttive. Le prime sono molto accurate poiché gli insetti hanno meno *chances* per sfuggire durante il conteggio; esse non prevedono però il ri-campionamento sulla stessa unità di area o di pianta. Queste tecniche sono utili per campionare un elevato numero di piante in condizioni di alta uniformità (foresta, certe colture) ma possono costituire un problema se abbiamo un limitato numero di piante. Le tecniche non distruttive consentono di eseguire un ri-campionamento o un programma di campionamento nel tempo sulle stesse unità, sono più rapide e creano meno disturbo. E' chiaro che queste ultime sono più indicateper studi conservazionistici, soprattutto nel caso che le specie da campionare siano rare.

Una distinzione fondamentale è quella fra tecniche di campionamento che consentono stime assolute e quelle che producono invece stime relative. Mentre le prime danno luogo a vere e proprie stime della popolazione in termini di densità per unità spaziali e/o habitat (ad esempio numero di insetti per metro quadrato o per pianta), le seconde conducono a stime nelle quali la popolazione viene quantificata senza rapporto a unità spaziali (es. insetti per trappola). Le stime relative devono essere elaborate statisticamente con attenzione e

prudenza, perché se da una parte forniscono dati qualitativi molto attendibili, possono non essere appropriate per analisi statistiche di tipo quantitativo o per il calcolo di indici di diversità.

Di seguito offriamo una schematica rassegna sulle principali tecniche di campionamento, riferite in particolar modo agli insetti utili, soffermandoci sugli aspetti basilari e pratici. Testi classici sulla teoria sul campionamento e sulle tecniche di campionamento degli artropodi sono Seber (1973) e Southwood (1978), mentre indicazioni pratiche possono trovarsi anche in Jervis e Kidd (1996). Una revisione generale specifica sul campionamento di insetti utili è in Burgio (1999).

Trappole a caduta

Sono molto pratiche e facilmente standardizzabili. Consistono in semplici contenitori cilindrici aperti a un'estremità (es. barattoli, bicchieri), che vengono piantati nel terreno coi bordi dell'imboccatura a livello del piano di campagna.

Gli organismi, camminando sul terreno, vengono intercettati e cadono all'interno della trappola. Spesso contengono un liquido preservante (acido acetico, glicole etilenico o propilenico, ecc; la formaldeide risulta molto efficace ma è fortemente tossica e sarebbe da sconsigliare) per la preservazione degli esemplari e per evitare fenomeni di predazione e mutilazione. Sono utilizzate per artropodi del terreno come Coleotteri Carabidi, Col. Stafilinidi, Ragni, Opilionidi. Non consentono stime assolute di densità.

Trappole a caduta con struttura protettiva e trappole malaise. Foto di G. Burgio.

Trappole Malaise

Anche questo metodo non consente stime assolute di densità, ma solo relative. Ricordano comuni tende da campeggio e intercettano insetti volatori mediante aperture laterali. Gli insetti vengono raccolti in un collettore contenente acqua o alcol 70%.

Forniscono informazioni utili sulla fenologia, ma essendo poco selettive richiedono molto tempo per selezionare e separare i vari gruppi. Sono molto efficaci ma adatte soprattutto per studi naturalistici o ecologici. Sono considerate il metodo standard di campionamento degli adulti di Ditteri (Sirfidi, Tachinidi, Straziomidi, Pipinculidi, ecc.) Imenotteri, Crisopidi, Lepidotteri, anche se in quest'ultimo caso il materiale può risultare molto rovinato e quindi di difficile determinazione. Queste trappole sono relativamente costose e possono essere distrutte da animali. L'elevato costo delle trappole ed anche dei tempi per lo smistamento del materiale raccolto riduce fortemente la possibilità di un numero elevato di ripetizioni necessarie per un'applicazione utile di tecniche statistiche.

Trappole cromotropiche a colla

Sono di vario colore (giallo, arancione, bianco, verde, blu) e sono adatte per insetti volatori. Non consentono stime assolute. Esse sono pratiche e poco costose, ma poco selettive. E' necessario spesso eseguire l'estrazione degli individui con solventi come esano o xilolo. Utili per la fenologia, sono in grado di campionare Ditteri (es. Sirfidi) ma anche Rincoti e Imenotteri. Il materiale raccolto è spesso rovinato, impedendo una sua corretta identificazione.

Trappole ad acqua

Consistono in bacinelle riempite d'acqua e tensioattivi (o detergenti) e vengono posizionate all'altezza delle piante o appoggiate al terreno. Molto efficaci per Imenotteri parassitoidi, Ditteri, Rincoti. Sono simili alle trappole a colla; presentano gli stessi vantaggi fornendo materiale meglio conservato. Tuttavia sono meno efficaci soprattutto per gli insetti che sono dei buoni volatori (es. Sirfidi) e richiedono visite frequenti.

Trappole innescate con attrattivi sessuali o alimentari

Molto usate nella lotta integrata, sono poco usate nel campionamento di insetti utili. Non consentono stime assolute.

Retino entomologico

Non consente stime assolute ed è adatto per insetti buoni volatori. E' molto influenzato dalle condizioni climatiche e dall'abilità del raccoglitore e quindi produce spesso dati molto soggettivi, di problematica elaborazione quantitativa. Tende infatti a sovrastimare le specie rare. E' efficace per valutare la presenza/assenza di specie e quindi è importante per stilare liste faunistiche di insetti.

Retino da sfalcio

Metodo pratico e veloce per campionare insetti scarsamente volatori o non volatori su piante erbacee, arbusti, prati. Risulta molto pratico per studi sull'entomofauna dei margini erbosi dei campi. E' un metodo che produce stime essenzialmente relative, anche se esistono formule per calcolare il volume interessato allo sfalcio. Non campiona stadi fissi (es. uova e pupe) ed è influenzato negativamente dalla bagnatura della vegetazione. Usato per Coleotteri (es Coccinellidi), Ditteri, Imenotteri, Rincoti, Neurotteri, Ragni, Acari.

Retino entomologico. Foto G. Burgio.

Scuotimento meccanico o metodo dell'ombrello entomologico

Molto pratico e veloce, non consente stime assolute. Il sistema consiste nel percuotere la vegetazione con un bastone rivestito di gomma (per evitare ferite) al fine di raccogliere gli individui, che cadono in un recipiente a forma di ombrello o di imbuto, a cui può essere applicato un barattolo di raccolta. Adatto per insetti scarsamente volatori e per campionare organismi che si nascondono fra la vegetazione o scarsamente visibili. Molto utile per campionare Coccinellidi, Neurotteri, Rincoti, Ragni.

Aspirazione pneumatica

Può consentire stime assolute nel caso vengano calcolate le aree o i volumi da campionare (calibrazione). Rapido e pratico, richiede un'attrezzatura apposita, costituita da un aspiratore azionato da motore a scoppio o elettrico. Poco selettivo, richiede la separazione del materiale raccolto in laboratorio. Adatto per molti insetti che frequentano la vegetazione.

Osservazioni visive dirette

Se attuato correttamente, può consentire stime assolute. Può essere eseguito su parcelle *(area samples)*, su piante o organi vegetali. Metodo molto versatile e facilmente standardizzabile, richiede informazioni sulla biologia e distribuzione spaziale dell'insetto da campionare. Utilizzato sia nell' entomologia agraria che in ecologia applicata e faunistica. Nel caso si adottano conteggi, può richiedere molto tempo e attenzione. E' molto sensibile alla capacità del raccoglitore.

Esempio di retino da sfalcio e aspiratore pneumatico in azione. Foto G. Burgio.

Carotaggi nel terreno

Usato per campionare artropodi terricoli come Collemboli, Acari Oribatidi e organismi come Lombrichi. Facilmente standardizzabile, richiede un carotatore, cioè uno strumento in grado di staccare in modo rapido "carote" di terreno. Le carote di terreno sono in seguito messe nell'imbuto di Berlese-Tullgren per l'estrazione degli individui. Per organismi di maggiori dimensioni, es. lombrichi, può essere conveniente uno smistamento del terreno a vista.

Carotatore manuale e apparato Berlese-Tullgren.

Metodologie di analisi statistica dei dati sulla biodiversità di insetti e di confronto (spazio/temporale) delle aree di studio

La misurazione della biodiversità, in particolare delle popolazioni di insetti, è un aspetto delicato e per certi aspetti ancora molto controverso. Lo studio, e come conseguenza la misura, della biodiversità sono circondate tutt'ora da un grande dibattito poiché, nonostante il concetto di diversità biologica possa sembrare intuitivo e facilmente definibile e misurabile, gli ecologi teorici e applicati hanno escogitato un vasto spettro di modelli e approcci, causando molto spesso notevoli divergenze metodologiche (Pielou 1975, Magurran 1988, Contoli 1993). Del resto è pur vero che, più che un concetto, la biodiversità appare come un grappolo di concetti (forse uno in ogni indice usato per calcolarla) (Magurran 1988, Contoli

1993) e nessuna definizione come questa richiama una molteplicità di aspetti, soprattutto se a essere investigata è la funzionalità delle cenosi. Una sintesi dei termini più usati per studiare e definire la biodiversità è fornita in Tabella 1.

Per analizzare la biodiversità, sono disponibili diversi approcci:

A. uso di indici e modelli;
B. uso della statistica multivariata;
C. tecniche di spazializzazione dei dati.

Uso di indici e modelli

A1) Indici di abbondanza delle specie. Sono una misura del numero di specie in una definita unità campione, ad esempio l'area o la zona che si sta indagando. Sono gli indici più semplici e alcuni studiosi sostengono che tali parametri siano i più chiari, i meno ambigui e che costituiscano le più soddisfacenti misure della biodiversità (Whittaker 1977, Magurran 1988). Se ad esempio un'area di studio può essere limitata nello spazio e nel tempo e le specie che sono presenti sono identificate, tale "campionario biologico" costituisce un'utilissima misura di diversità. Se viene ottenuto un campione piuttosto che un catalogo completo delle specie di una comunità (e questo è senz'altro il caso più frequente, soprattutto negli studi di agroecologia), è necessario distinguere fra abbondanza numerica della specie, che non è altro che il numero di specie in un campione di individui, e densità delle specie, che è il numero di specie per una specifica area di raccolta (ad esempio numero di specie per metro quadrato, un indice usato spesso dai botanici). Sono stati proposti alcuni indici, ottenuti dalla combinazione del numero delle specie (S), con il totale degli individui campionati (N). Un esempio è l'indice di diversità di Margalef (Magurran 1988):

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

La facilità di calcolo è il grande vantaggio di questo indice.

Per superare il problema della differente dimensione dei campioni (il numero di specie cresce inevitabilmente all'aumentare di tale variabile), alcuni autori (Magurran 1988) hanno proposto una tecnica, chiamata rarefazione, per calcolare il numero di specie attese in ogni campione se questi fossero tutti di una dimensione standard.

A2) Modelli di abbondanza delle specie, che descrivono la distribuzione statistica dell'abbondanza relativa delle specie. Tali modelli statistico-matematici variano ad esempio da situazioni di alta uniformità di densità di popolazione fra le specie, ad altre in cui l'abbondanza relativa è poco uniforme. Questi modelli sono descritti da diverse famiglie di distribuzioni statistiche, anche se solitamente sono esaminati in base a quattro tipi fondamentali (figura 1).

Tale approccio necessita il ricorso a strumenti statistico-matematici, e a causa dei calcoli a volte complessi, non é di sicuro la via più semplice qualora si auspichi una soluzione rapida e pratica del problema. Alcuni testi specifici trattano ampiamente le metodologie di calcolo per tale approccio (Pielou 1975, Southwood 1978, Magurran 1988). Se immaginiamo di rappresentare queste curve mediante un grafico di serie d'abbondanza, possiamo tracciare una sequenza ideale di curve che va dalle distribuzioni meno uniformi alle più uniformi, partendo cioè dalle serie geometriche (rappresentate da poche specie dominanti e il restante con pochi individui), e passando via via verso le serie logaritmiche, la log-normale, fino al modello di MacArthur (broken stick) che rappresenta la massima espressione biologica di uniformità fra le abbondanza delle specie (Magurran 1988).

A3) Indici di biodiversità o di abbondanza relativa. Gli Indici di biodiversità propriamente detti (o indici di abbondanza relativa, oppure misure di eterogeneità) cercano di riunire in un'unica misura il numero delle specie e la relativa abbondanza. Purtroppo è spesso mancato, o è stato molto limitato, il tentativo da parte degli ecologi applicati, di standardizzare l'utilizzo di determinati indici o modelli, per rendere più confrontabili dati diversi fra loro (Magurran 1988).

Gli indici possono essere divisi in 2 tipi fondamentali: gli indici di Tipo 1 (indici di abbondanza relativa propriamente detti, come l'indice di Shannon), maggiormente influenzati dalle specie rare (cioè la ricchezza in specie) e quelli di Tipo 2 (gli indici di dominanza, come l'indice di Simpson), più sensibili a cambiamenti nell'abbondanza delle specie più comuni (Magurran 1988, Contoli 1994). Alcuni Autori sottolineano del resto come l'affannosa ricerca di nuovi indici possa celare una seria carenza di chiarezza teorica sulla diversità e, contemporaneamente, altri esprimono l'esigenza di un chiarimento a monte del significato ecologico della diversità (Contoli 1994).

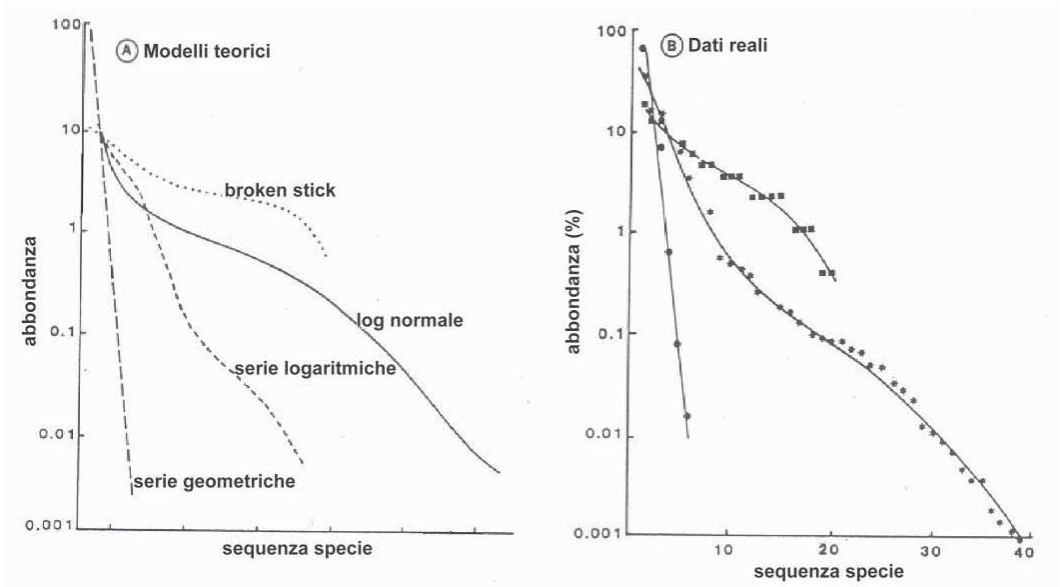


Figura 1. Modelli più comuni di distribuzione dell'abbondanza. A: forma tipica di quattro modelli teorici; B: esempi di adattamento di dati reali ad alcuni modelli (da Magurran 1988, modificato).

L'indice di Shannon è stato molto usato e ha trovato un impiego esteso fra entomologi ed ecologi (Magurran 1988), probabilmente per la semplicità di calcolo e per la versatilità (sono state sviluppate formule per eseguire test statistici di confronto, come ad esempio il t di Student). Tale indice ha comunque ricevuto critiche da alcuni, che sostengono come i valori numerici calcolati con esso non possiedano nessuna interpretazione di tipo biologico e quindi manchino di consistenza (Samways 1994). Inoltre, in certi casi, tale indice va applicato con prudenza o addirittura non usato, come ad esempio per i Carabidi in certe situazioni (Brandmayr e Pizzolotto 1994). L'indice di Shannon infatti è solitamente usato con cautela per la valutazione delle taxocenosi di tali insetti, per la non perfetta rispondenza fra densità reali e densità di attività rilevate con catture mediante trappole. Inoltre, può capitare che per tale gruppo di insetti, in una serie di degrado crescente la diversità di specie solitamente in un primo tempo aumenti, per l'apposto invasivo di specie fitofaghe od opportunistiche (Brandmayr e Pizzolotto 1994).

Al di là di queste cautele e limitazioni, secondo alcuni (Magurran 1988) gli indici, per essere realmente utili, dovrebbero essere in grado di evidenziare sottili differenze fra i diversi siti, avere cioè una buona capacità discriminatoria. Uno dei criteri per testare

l'efficienza di un indice o una misura di diversità, potrebbe essere l'effettiva capacità di mostrare differenze fra siti o campioni che non lo sono così chiaramente. Questo è un attributo molto importante perché un'applicazione molto usata delle misure di diversità è quantificare ad esempio gli effetti che fattori di perturbazione esercitano su comunità di organismi di riferimento; in certi casi, infatti, può essere anche funzionale scegliere ambienti simili fra loro, per propositi di conservazione. Una sintesi degli indici usati nel nostro lavoro è mostrata nel box seguente (Tabella 1).

Uso della statistica multivariata

Le matrici di dati raccolti in studi sulla biodiversità di insetti sono tipicamente ti tipo multivariato e ci sono molti approcci per affrontare tale tipo di analisi. Queste tecniche, comunemente dette *multivariate*, comprendono diversi tipi di analisi:
1) *Cluster analysis* (analisi di agglomerazione);
2) Analisi delle componenti Principali o *Principal Component Analysis* (PCA);
3) *Multidimensional Scaling;*
4)Analisi delle Corrispondenze o *Correspondence analysis*.

Queste tecniche sono molto adatte per sintetizzare dati provenienti da matrici multivariate complesse e in particolare per ordinare in modo simultaneo ad esempio specie di insetti e habitat (siti) e per studiare le correlazioni esistenti fra tali variabili (es. analisi delle corrispondenze). Differiscono dagli altri tipi di analisi in quanto tali tecniche offrono sostanzialmente analisi di tipo ordinativo, con lo scopo di mettere in luce, mediante metodi

Tabella 1. Definizioni legate al concetto di biodiversità. Da Burgio (1999), modif. da più autori.

Variabile-concetto	Definizioni
Ricchezza in specie	Numero delle specie in un sistema
Connettanza	Rapporto tra il numero delle interazioni (o nessi) reali e di quelle possibili (cioè teoriche)
Forza d'interazione	Misura media delle interazioni interspecifiche: quantifica l'effetto che un certa specie manifesta sul tasso di crescita delle altre specie
Eveness	Misura l'uniformità fra le abbondanze delle diverse specie del sistema
Stabilità	Un sistema è stabile se tutte le variabili che lo definiscono sono in grado di ritornare all'equilibrio iniziale in seguito a una perturbazione. E' localmente stabile se questo ripristino è consentito per piccole perturbazioni, globalmente stabile se invece è valido per ogni possibile perturbazione. Definita da unità adimensionali di tipo binario (es. 0 = instabile, 1 = stabile)
Resilienza	Rappresenta la capacità di recupero quando il sistema è modificato da una perturbazione (disturbo). Misura in pratica quanto velocemente le variabili ritornano alla condizione d'equilibrio dopo una perturbazione. Definita da unità di tempo. Tempo di ritorno = è il tempo che occorre in seguito a una perturbazione, per ripristinare 1/e (37%) del valore iniziale
Resistenza	Rappresenta la capacità di un sistema di resistere alle perturbazioni e mantenere la sua struttura e funzione intatte. Misura il grado in cui una variabile cambia, a seguito di una perturbazione.
Persistenza	Misura il tempo in cui una variabile persiste, prima di passare a un nuovo valore.
Variabilità	Varianza delle densità di popolazione nel tempo, o analoghe misure come la ds o cv delle densità di popolazione. Alcuni autori hanno proposto la variabilità annua (AV).

di trasformazione dei dati, somiglianze e correlazioni fra le variabili che si vogliono studiare. Pielou (1984) a proposito distingue metodi di classificazione per *clustering* (*cluster analysis*) e metodi di ordinazione, che comprendono le tecniche di PCA (figura 2) e *Correspondence analysis*.

La PCA (analisi delle componenti principali) è una tecnica che trasforma il set di caratteri

Indice di diversità di Shannon-Weaver

E' un indice basato sull'abbondanza relativa delle specie; può essere considerato un indice di eterogeneità perchè combina uniformità e ricchezza di specie.

$$H' = -\Sigma\, pi \ln pi$$

dove pi = (ni/N) è la frequenza o proporzione (intesa come stima) degli individui di ogni specie sul totale, essendo ni il numero di individui di una certa specie, ed N il totale degli individui campionati. Tale indice oscilla generalmente fra 1,5 e 3,5 e raramente eccede il valore di 4,5. In teoria presupporrebbe che gli individui fossero casualmente campionati da una popolazione infinitamente ampia e che tutte le specie fossero rappresentate nel campione. E' stato dimostrato (May 1975) che nel caso di distribuzione log-normale, si supereranno valori di H' pari a 5, nel caso di 105 specie. Anche il valore exp(H') può essere usato in luogo di H'. E' possibile calcolare anche la varianza di H' (Magurran 1988), e la praticità dell'indice di Shannon è dovuta al fatto che è possibile applicare il t di Student per calcolare l'eventuale differenza statistica fra la biodiversità di due campioni (Magurran 1998).

Uno dei più comuni indici di dominanza (chiamati così perché sono pesati sull'abbondanza delle specie più comuni) è l'indice di Simpson, che deriva da quello proposto da Gini già nel 1912 (Contoli 1994):

$$D = \_ \left(\frac{ni(ni-1)}{N(N-1)} \right)$$

essendo ni il numero di individui dell'ennesima specie, ed N il totale degli individui campionati. Al crescere della diversità, il valore di D diminuisce, e per questo motivo tale indice viene espresso come 1-D o 1/D. L'indice di Simpson è fortemente calibrato sulle specie più abbondanti, mentre è meno sensibile al numero di specie. E' stato visto che con più di 10 specie, la distribuzione dell'abbondanza relativa è molto importante nel determinare il valore di D. Ad esempio, in situazioni dove le abbondanze delle specie sono distribuite mediante serie logaritmiche, l'indice di Simpson è poco sensibile al cambiamento di abbondanza delle specie. Magurran (1988) riporta un esempio in cui, nel caso di una serie logaritmica con alfa=5, l'indice di Simpson non aumenta oltre il valore di 10. Il caso contrario succede per le distribuzioni più uniformi, come la *broken stick*, dove D aumenta drammaticamente all'aumentare della diversità (Magurran 1988).

Un'alternativa al Simpson è l'indice di Berger-Parker, che presenta un'elevata facilità di calcolo e quindi una certa praticità nell'utilizzo. Esso è definito dalla:

$$d = \frac{N\,\max}{N}$$

dove Nmax = numero individui della specie più abbondante. Tale indice è indipendente dal numero delle specie ma è influenzato dalla dimensione del campione. Anche in questo caso di solito di considera il reciproco del valore calcolato dall'indice; un aumento del valore quindi, è correlato con una crescente diversità e una riduzione della dominanza.

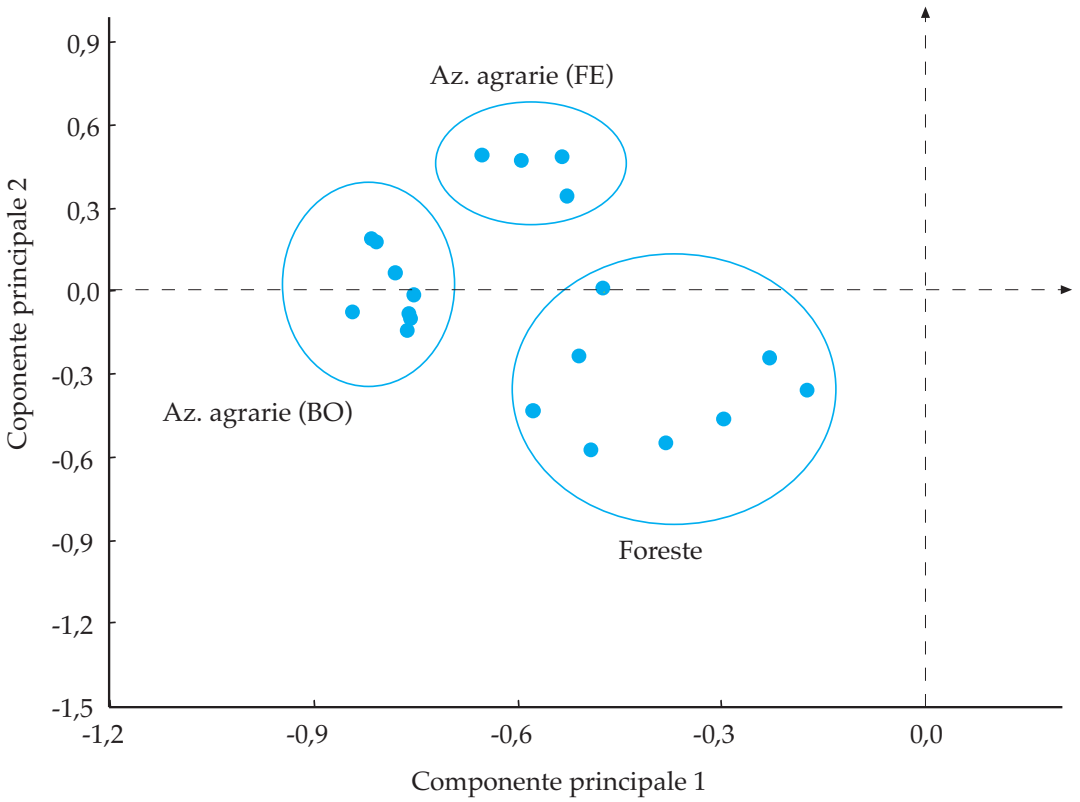


Figura 2. Esempio di applicazione di analisi delle componenti principali. Mediante tale tecnica, siti caratterizzati da differenti caratterisitiche ecologiche e ambientali, sono stati ordinati mediante la presenza di specie di Sirfidi (da Sommaggio e Burgio 2003). Fra gli ambienti naturali sono state campionate foreste; le "aziende agrarie BO" comprendono siti agrari campionati nella pianura bolognese; le aziende agrarie FE comprendono siti rurali nel Parco del Delta del Po.

osservati (x1, x2, xp) in un nuovo set (y1, y2, yp) tale che ogni y è una combinazione lineare dei caratteri x1, x2, xp. In definitiva y1, y2, yp vengono detti "componenti principali" e rappresentano assi ortogonali che soddisfano alla relazione: y1= a11 x1 + a12 x2… + a1p xp. La PCA, sinteticamente, trasforma quindi i dati originali in un nuovo set di assi ortogonali.

Il *Multidimensional scaling* è una tecnica in cui i dati sono rappresentati in uno spazio, in cui le distanze euclidee fra i punti riflettono le relazioni (somiglianza-divergenza) fra le unità che si confrontano. L'analisi produce una sorta di "mappa" a 2 dimensioni e utilizza come input matrici di somiglianza o correlazione.

Essendo l'argomento molto complesso rimandiamo una loro trattazione esaustiva a testi specifici (Pielou 1984, Manly 1994).

Tecniche di spazializzazione dei dati

Negli ultimi anni le applicazioni di tecniche di analisi spaziale dei dati, interfacciabili a sistemi basati su GIS, hanno introdotto nuove prospettive per l'ottimizzazione del monitoraggio di insetti, nonché per la verifica degli interventi di lotta (Liebhold et al. 1993). In particolare, l'esigenza di utilizzare analisi avanzate dei dati, risulta motivata dalla necessità tecnico-economica di estendere i processi decisionali su territori di sempre maggiore estensione (es. comprensorio, provincia, regione). Questi sistemi si basano sulla gestione ed elaborazione cartografica dei dati e sull'impiego di modelli di interpolazione per analizzare dati che mostrano una dipendenza spaziale. Tale procedura, nota con il nome generale di "spazializzazione", ha lo scopo di analizzare la distribuzione spaziale di una variabile (es. le popolazioni di un insetto) sulla scala desiderata, mediante un approccio descrittivo che prevede la creazione di mappe di superficie (mappe ad aree o contour plot). La geostatistica,

che è alla base delle tecniche di spazializzazione dei dati, recentemente sta ricevendo sempre maggior interesse in entomologia applicata. Mediante tale tecnica in Italia sono state studiate problematiche riguardo alcuni insetti di d'importanza economica in Italia come *Bactrocera oleae* (mosca dell'olivo) (Guidotti et al. 2003), *Grapholita funebrana* (Sciarretta et al. 2003) e *Carpocapsa pomonella* (Trematerra et al. 2004). Tale tecnica è stata applicata efficacemente anche su Coleotteri Elateridi fitofagi di colture agrarie in Emilia - Romagna (Burgio et al. 2005. Figura 3).

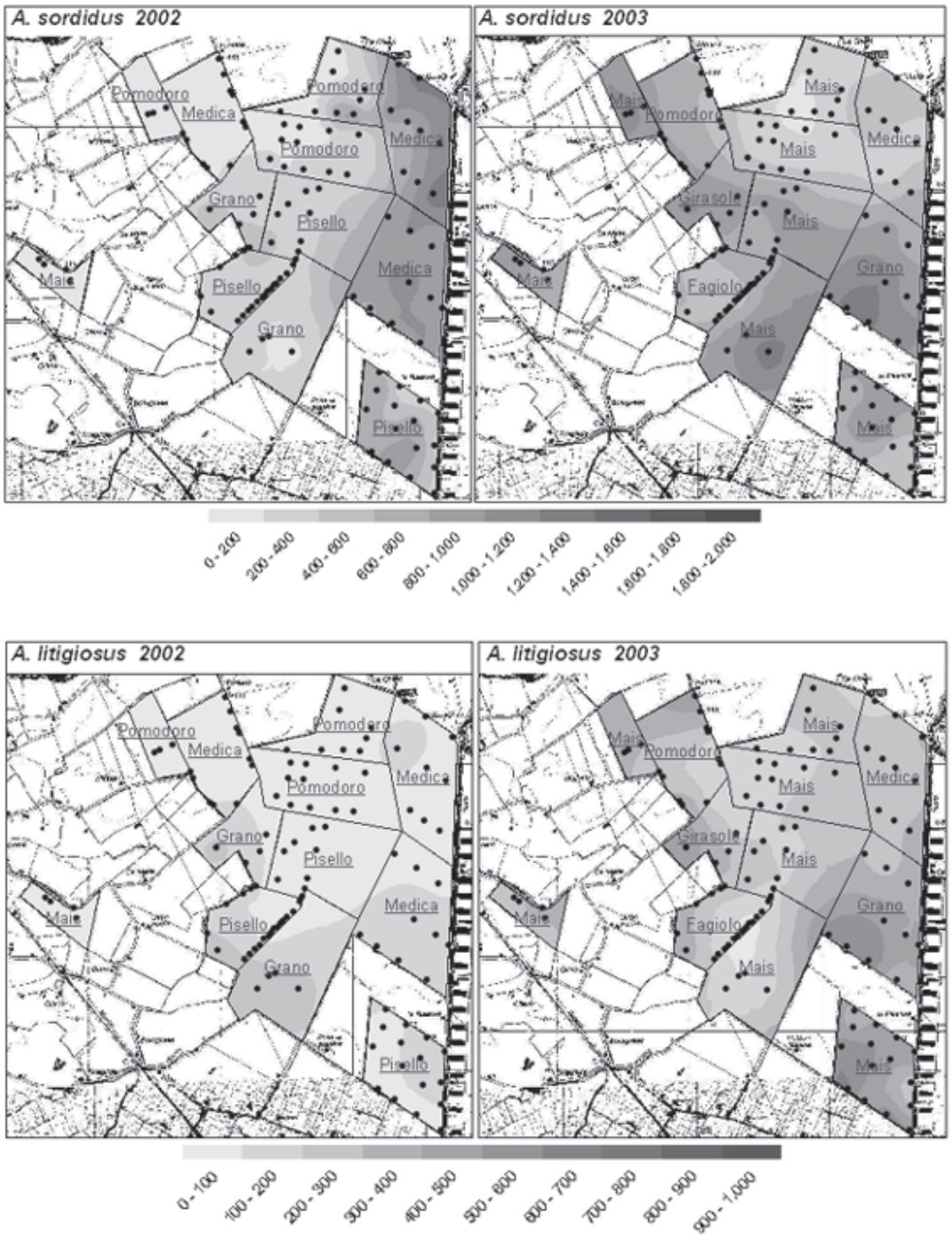


Figura 3. Mappe ottenute mediante *kriging* della densità di popolazione di due specie di Elateridi. Dimensioni dell'azienda: 500 ha (da Burgio et al. 2005). I diversi colori rappresentano le densità di Elateridi per trappola. Mediante tale metodo, se opportunamente applicato, è possibile disegnare mappe di densità (o presenza) di artropodi su meso o macro-scala (provincia, regione) in studi di *landscape management*.

L'analisi geostatistica è basata sullo studio dei semi-variogrammi e di modelli di interpolazione (Liebhold et al. 1993). Il semivariogramma, un modello matematico che quantifica la semivarianza in funzione della distanza che separa coppie di punti discreti. I parametri osservati nello studio del semivariogramma sono: il *nugget*, che rappresenta quella parte di varianza non dipendente dalla distanza, il *partial sill*, che descrive invece la parte di varianza funzione della distanza ed il rapporto tra *partial sill* e *nugget*; tale valore subisce un incremento in funzione di un maggior peso della distanza sulla varianza osservata. Nel caso di una distribuzione spaziale aggregata, la semivarianza aumenterà in funzione della distanza fra i punti; per una distribuzione *random*, invece, non si noteranno significativi cambiamenti della semivarianza con la distanza. Le tecniche di interpolazione dei dati, chiamata *kriging*, è stata sviluppata in campo minerario da D.G. Krige (Liebhold et al. 1993). L'interpolazione spaziale dei dati è una tecnica di analisi in ambiente GIS che produce la stima di un valore in zone dove non vi sono dati campionati.

Fra le tecniche di interpolazione si riconoscono metodi deterministici (es. *Inverse Distance Weighting* o *IDW*), che applicano una funzione matematica ai dai di input per ricavare la mappa, e metodi stocastici, chiamati geostatistici (*kriging*). Questi ultimi si basano sull'assunzione che il parametro da interpolare è trattabile come una variabile regionalizzata. Pertanto punti vicini tra di loro saranno maggiormente correlati, mentre punti distanti saranno statisticamente indipendenti. Mediante tale tecnica è possibile disegnare mappe di superficie che stimano il dato da spazializzare nei punti in cui non si è eseguito il campionamento. Il vantaggio di tali mappe è che, se esse sono eseguite correttamente, offrono una rappresentazione spaziale a due o tre dimensioni della variabile studiata (es. la popolazione di un insetto) offrendo un approccio di tipo descrittivo che può aiutare l'interpretazione di dati su macro o meso-scala. Recentemente tali tecniche, nonostante molti autori sostengano che debbano essere applicate con molta attenzione ai dati biologici o zoologici, sono state applicate nell'ecologia ambientale e nel *landscape management* per analizzare i *pattern* di distribuzione di bioindicatori come i Carabidi su colture o ambienti non coltivati (Thomas et al. 2001, Holland et al. 2005).

Nonostante le limitazioni e la cautela nell'utilizzo di queste metodologie in zoologia e biologia, queste tecniche offrono un'enorme potenzialità nell'ecologia ambientale e nell'entomologia territoriale per la possibilità di rappresentare in modo descrittivo certi fenomeni di tipo complesso.

Proposte ai fini della conservazione, gestione e promozione delle biodiversità di insetti.

Gestendo in modo razionale la conservazione delle infrastrutture ecologiche, si può in certi casi incentivare nell'agroecosistema il passaggio d'insetti utili da tali zone alle colture infestate e in generale favorire la conservazione e il "buon funzionamento" degli entomofagi (Landis et al. 2000, Maini e Burgio 2005). La parte veramente innovativa di tali tipi di intervento rispetto alle gestioni tradizionali, riguarda un punto fondamentale: rendere l'ambiente meno favorevole alla riproduzione, dispersione e sopravvivenza degli organismi nocivi o potenzialmente nocivi. Una gestione ambientale così definita supera quindi il concetto di lotta ai fitofagi in senso stretto, slittando in una più moderna concezione di "prevenzione delle pullulazioni di organismi nocivi".

Per quanto riguarda la "scala" dell'intervento ecologico, possiamo distinguere:
- interventi a livello di campo (livello minimo), che riguardano ad esempio la riduzione dell'intensità e frequenza delle lavorazioni (*minimum tillage-no tillage*), tecniche che favoriscono maggiormente gli organismi utili rispetto alle lavorazioni convenzionali. Tali accorgimenti, in particolare, possono avere un impatto positivo su predatori terricoli come i Coleotteri Carabidi e Stafilinidi, su insetti coinvolti nella decomposizione della sostanza organica come

i Collemboli, nonché altri Artropodi predatori come Ragni e Opilionidi. Questi gruppi di artropodi (*soil indicators*), insieme ad altri organismi come i Lombrichi, si prestano infatti molto bene per caratterizzare l'impatto delle lavorazioni sulle comunità dell'agroecosistema.

Fascia di piante nettarifere sul perimetro di campi coltivati e margine erboso a fianco di colture.

- interventi a livello aziendale, come ad esempio la conservazione e la gestione delle aree di compensazione ecologica (strisce di miscugli di piante nettarifere, *strip-cropping*, siepi, margini erbosi, *beetle banks*, *cover crop* o colture di copertura), il tipo di rotazione e successione colturale, fino ad arrivare alle vere e proprie consociazioni colturali (*intercropping*). Siepi e boschetti possono essere importanti per il ciclo di numerosi entomofagi selvatici, predatori o parassitoidi, nemici naturali di fitofagi anche d'interesse agrario. Salvaguardando le siepi, ad esempio, molte specie di entomofagi possono trovare rifugio e nutrimento ai margini dei campi coltivati, con effetti positivi per il loro ciclo (Marshall e Smith 1987). Un contributo sul ruolo delle siepi e delle piante erbacee sul ciclo e la conservazione di coccinelle in Italia può essere desunto da Burgio et al. (2004). Anche i margini erbosi adiacenti ai coltivi sono molto importanti come "ecotoni", possedendo un ruolo chiave per gli spostamenti di insetti utili dalle aree non coltivate al campo coltivato e viceversa (colonizzazione ciclica). Le fasce erbose di piante utili, come leguminose seminate ai margini dei campi, sono chiamate anche *beetle banks*. Molto usate sono le strisce di piante nettarifere (chiamate in Italia spesso come "bordure"), composte da piante a fioritura scalare che assicurano cibo per insetti impollinatori, adulti di parassitoidi e adulti di certi predatori (es. Sirfidi). Altri ambienti molto importanti all'interno dell'azienda sono i margini erbosi dei campi (*field margins*) che opportunamente gestiti possono consentire rifugio e siti di alimentazione per artropodi utili. Per avere un'idea sul ruolo dei *field margins* sulla biodiversità entomologica, uno studio recente ha mostrato come le piante erbacee adiacenti a campi coltivati possano ospitare 52 specie di Imenotteri parassitoidi viventi a spese di 24 specie Ditteri Agromizidi fillominatori (Masetti et al. 2004).
- interventi a livello di paesaggio (livello comprensoriale o macroscala), che riguardano la struttura globale dei sistemi produttivi e delle aree non coltivate (Morisi 2001). Le specie animali, nemici naturali compresi, beneficerebbero dei paesaggi maggiormente diversificati (a "mosaico"), rispetto a quelli semplificati (monocoltura), per la presenza appunto di "corridoi ecologici", cioè vie preferenziali di diffusione e spostamento di fauna. Tale circostanza si ripercuoterebbe positivamente sulla biodiversità locale degli artropodi utili (Marino e Landis 1999), con benefici nella lotta naturale contro i fitofagi e nella conservazione della fauna. La gestione e progettazione del paesaggio rurale su scala territoriale viene chiamata *landscape management*, una disciplina interdisciplinare che ha lo scopo di valutare in che modo la complessità ecologica del paesaggio influenza le reti alimentari e la biodiversità. La complessità strutturale del paesaggio agrario, inoltre, diminuirebbe la frammentazione

degli habitat (figura 4), considerata all'unanimità come una delle principali cause di perdita di biodiversità (Tscharntke e Brandl 2004). La riduzione della dimensione e della connettività degli habitat inoltre, oltre ad avere effetti deleteri sulle popolazioni animali e sulla ricchezza in specie, può anche distruggere le complesse interazioni multi-trofiche fra piante/insetti, fitofagi/entomofagi e piante/ impollinatori, con perdita di stabilità degli ecosistemi coinvolti, compresi quelli coltivati. Effetti negativi dovuti alla frammentazione del paesaggio sono stati dimostrati per alcuni gruppi di insetti bioindicatori, come i Carabidi.

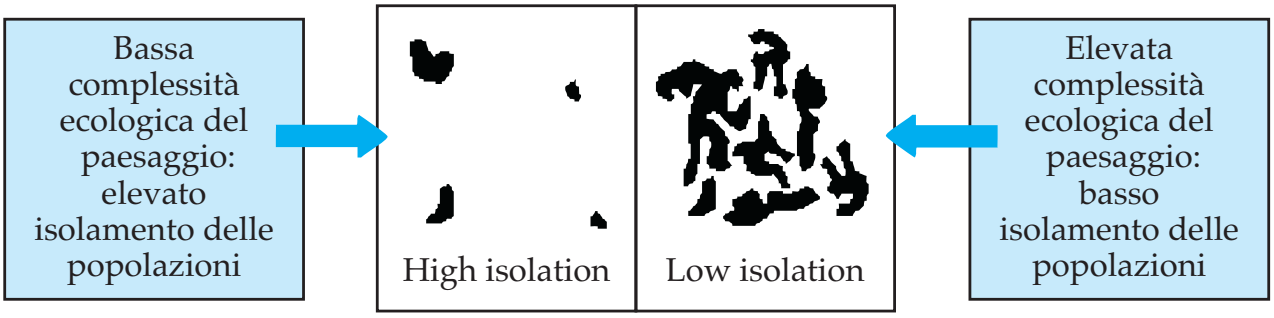

Bassa complessità ecologica del paesaggio: elevato isolamento delle popolazioni
High isolation
Low isolation
Elevata complessità ecologica del paesaggio: basso isolamento delle popolazioni

Figura 4. Esemplificazione della complessità ecologica e influenza della frammentazione degli habitat sul grado di isolamento delle popolazioni. L'isolamento delle popolazioni dovuta alla frammentazione è considerato come una delle cause più importanti della perdita di biodiversità (da Sharov 1996, modificato).

Appare quindi sempre più evidente come una buona gestione del territorio agrario rappresenta un importante strumento di politica ambientale utile sia in termini di conservazione della natura, sia per fini di incremento della produttività degli agroecosistemi. La possibilità di monitorare e valutare la gestione dell'ambiente agrario anche in termini di biodiversità diventa sempre più fondamentale per una pianificazione degli interventi ed una valutazione delle attività già intraprese. Numerose ricerche, condotte in Italia e all'estero, hanno utilizzato diversi gruppi d'insetti come indicatori biologici per valutare la qualità e il livello di disturbo di ambienti rurali (Paoletti 1999). Tuttavia, sono relativamente poche le esperienze italiane su studi applicati a livello di paesaggio o comprensorio, cioè sulla macro-scala (Altieri et al. 2003). All'interno del cosiddetto *landscape management*, si stanno inoltre valutando gli organismi che meglio si prestano per caratterizzare il paesaggio agrario e una rassegna su tale argomento è disponibile in Paoletti (1999). Recentemente, all'interno della IOBC *(International Organization for Biological and Integrated Control of Noxious Animals and Plants*) WPRS (*West Palearctic Regional Section*) è nato un gruppo di lavoro internazionale (*Landscape management for functional biodiversity*) (Rossing et al. 2003), che ha lo scopo di studiare la gestione del paesaggio agrario per aumentare la biodiversità funzionale e la lotta biologica contro organismi dannosi.

In sintesi, per una maggior salvaguardia dell'entomofauna utile nell'agroecosistema, possono essere adottati i seguenti accorgimenti: incrementare la diversità floristica mediante il mantenimento e il ripristino degli spazi naturali; ridurre al minimo l'uso di fitofarmaci sulle colture adiacenti a siepi e bordure; evitare le lavorazioni del terreno a ridosso delle siepi; utilizzare solo lo sfalcio e non il diserbo chimico per il contenimento delle erbacee spontanee ai bordi dei campi; limitare il numero di sfalci sulle infrastrut-

Siepi alberate adiacenti a campi di frumento.

ture ecologiche a un massimo di 2–3 all'anno, in primavera e in autunno, scegliendo i periodi più appropriati anche in base agli insetti utili presenti; evitare interventi su piante in fioritura e ricorrere, dove possibile, alla pratica dello sfalcio alternato, caratterizzato da un miglior impatto ambientale. Anche l'implementazione della connettività delle reti ecologiche risulta un punto molto importante, con lo scopo di diminuire la frammentazione degli habitat, con conseguenze negative per le specie animali. In tale direzione, gli interventi sulla macroscala dovranno essere portati avanti con l'ausilio di uno strumento GIS, in grado di analizzare il rapporto tra le reti locali e il paesaggio circostante.

Bibliografia

Stato dell'arte

Altieri, M. 1999: The ecological role of biodiversity in agroecosystems. - Agriculture, Ecosystems and Environment 74: 19-31.

Andow, D.A. 1991: Vegetational diversity and arthropod population response. - Annu. Rev. Entomol. 36: 561-586.

Boller, E. F., Hani, F., Poehling, H.-M. 2004: Ecological infrastructures. Ideabook on functional biodiversity at the farm level. - IOBC/wprs, Lindau, Switzerland, pp. 212.

Burgio, G., Ferrari, R., Pozzati, M., Boriani, L. 2004: The role of ecological compensation areas on predator populations: an analysis on biodiversity and phenology of Coccinellidae (Coleoptera) on non-crop plants within hedgerows in Northern Italy. - Bulletin of Insectology, 57 (1): 1-10.

Burgio, G., Maini, S., 2000: Agroecologia e difesa delle colture. - Il Divulgatore (Provincia di Bologna), 23(12): 9-11.

Burgio, G., Sommaggio, D. 2007: Syrphids as landscape bioindicators in Italian agroecosystems. - Agriculture, Ecosystems and Environment, 120: 416-422

Delucchi, V. 1997: Una nuova frontiera: la gestione ambientale come prevenzione. - Atti della Giornata sulle strategie bio-tecnologiche di lotta contro gli organismi nocivi, Sassari, 11 aprile 1997, CNR, Sassari: 35-57.

Isaia, M., Bona, F., Badino, G. 2006: Influence of landscape diversity and agricultural practices on spider assemblages in Italian vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy). - Environ. Entomol, 35: 297-307.

Kromp, B. 1999: Carabid beetle in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. - In: Paoletti, M.G. (ed.) 1999. Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment, 74(1-3): 187-228.

Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M. 2000: Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. - Annu. Rev. Entomol., 45: 175-201.

Paoletti, M. G. (ed.), 1999: Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. - Practical use of invertebrates to assess sustainable land use. Agriculture, Ecosystems & Environment, 74(1-3).

Quaranta, M., Ambroselli, S., Barro, P., Bella, S., Carini, A., Celli, G., Cogoi, P., Comba, L., Comoli, R., Felicioli, A., Floris, I., Intoppa, F., Longo, S., Maini, S., Manino, A., Mazzeo, G., Medrzycki, P., Nardi, E., Niccolini, L., Palmieri, N., Patetta, A., Piatti, C., Piazza, G.M., Pinzauti, M., Porporato, M., Porrini, C., Ricciardelli, G., Romagnoli, F. D., Ruiu, L., Satta, A., Zandigiacomo, P. 2004: Wild bees in agroecosystems and semi-natural landscapes. 1997-2000 collection period in Italy. - Bulletin of Insectology, 57: 11-62.

Ramilli, F., 2006: Utilizzo di Artropodi del terreno come bioindicatori nell'agroecosistema: prospettive sull'utilizzo dell'analisi spaziale dei dati su diverse scale. Tesi Dottorato di ricerca in Entomologia Agraria. Facoltà di Agraria, Università di Bologna.

Rossing, W.A.H., Poehling, H.M., Burgio, G. (eds), 2003: Landscape management for functional biodiversity. - Proceedings of the 1st Meeting of the study group, Bologna, Italy, 11-14 May 2003, 26 (4): 220 pp.

Samways, M.J. 1994: Insect conservation biology. Champan & Hall, pp. 358.

Speight, M.C.D., Castella, E. 2001: An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species. - Journal of Insect Conservation, 5: 131-139.

Metodologie di campionamento per lo studio della biodiversità di insetti

Burgio, G. 1999: Tecniche di campionamento e raccolta di insetti e acari entomofagi. - Informatore Fitopatologico, 49 (12): 3-18.

Seber, G.A.F. 1973: The estimation of animal abundance and related parameters. Charles Griffin and Co., Ltd., London, 506 pp.

Southwood, T.R.E. 1978: Ecological methods. Methuen & CO LTD.

Jervis, M.J., Kidd, N. 1996: Insect natural enemies. Chapman and Hall.

Metodologie di analisi statistica dei dati sulla biodiversità di insetti e di confronto (spazio/temporale) delle aree di studio

Brandmayr, P., Pizzolotto, R. 1994: I Coleotteri Carabidi come indicatori delle condizioni dell'ambiente ai fini della conservazione. - Atti 17° Congr. Naz. Ent. Palermo. Erice, Bagheria: 73-79.

Burgio, G., Ferrari, R., Ragaglini, G., Petacchi, R., Pozzati, M., Reggiani, A., Furlan, L., Galassi T. 2005: Analisi spaziale delle popolazioni di Agriotes sordidus Illiger e Agriotes litigiosus Rossi (Coleoptera Elateridae) mediante geostatistica e GIS: primi risultati di un'indagine eseguita in Emilia-Romagna. - Inf.tore Fitopat., 55 (4): 45-50.

Contoli, L. 1993: Complessità o complicazione. La diversità dei sistemi funzionali come approccio alla complessità ecologica. - Il Passaggio, 6 (2): 45-50.

Contoli, L. 1994: Sulla diversità biotica come manifestazione ecologica dell'entropia. - Atti e Memorie dell'Ente Fauna Siciliana, 2: 23-86.

Guidotti, D., Ragaglini, G., Petacchi, R. 2003: Analysis of spatio-temporal Bactrocera oleae (Diptera, Tephritidae) infestation distributions obtained from a large-scale monitoring network and its importance to IPM. - IOBC Bulletin, IOBC/wprs Study Group "Integrated Control in Olives".

Holland, J.M., Thomas, C.F.G., Birkett, T., Southway, S., Oaten, H. 2005: Farm-scale spatio-temporal dynamics of predatory beetles in arable crops. - Journal of Applied Ecology 42: 1140-1152.

Liebhold, A.M., Rossi, R.E., Kemp, W.P. 1993: Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. - Annu. Rev. Entomol., 38: 303-327.

Magurran, A. E. 1988: Ecological diversity and its measurement. Chapman and Hall, London, UK, 179 pp .

May, R.M. 1975: Patterns of species abundance and diversity. Harvard University Press, Cambridge, MA: 81-120.

Pielou, E.C. 1975: Ecological diversity. Wiley, New York, 166 pp.

Pielou, E.C. 1984: The interpretation of ecological data. John Wiley and sons, 263 pp.

Sciarretta, A., Burgio, G., Petacchi, R. 2003: Spatial aspects in entomological experiments on landscape management. - IOBC wprs Bull., 26 (4): 139-144.

Sommaggio, D., Burgio, G. 2003: Role of Diptera Syrphidae as landscape indicators: analysis of some case studies in Northen Italy. - Landscape Management for Functional Biodiversity, IOBC wprs Bulletin, 26: 145-150.

Southwood, T.R.E. 1978: Ecological methods. Methuen and Co Ltd, London, 391 pp.

Thomas, C.F.G., Parkinson, L., Griffiths, G.J.K., Fernandez, G. A., Marshall, E.J.P. 2001: Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. - Journal of Applied Ecology, 38:, 100–116.

Trematerra, P., Gentile, P., Sciarretta, A. 2004: Spatial analysis of pheromone trap catches of Codling Moth (Lepidoptera: Tortricidae) in two geterogeneous agro-ecosystems, using geostatistical techniques. - Phytoparatisica, 32 (4): 325-341.

Whittaker, R.H. 1977: Evolution of species diversity in land communities. - Evolutionary Biology, 10: 1-67.

Proposte ai fini della conservazione, gestione e promozione delle biodiversità di insetti

Altieri, M.A., Nicholls, C.I., Ponti, L. 2003: Biodiversità e controllo dei fitofagi negli agroecossitemi. Accademia Nazionale di Entomologia, 223 pp.

Burgio, G., Ferrari, R., Pozzati, M., Boriani, L. 2004: The role of ecological compensation areas on predator populations: an analysis on biodiversity and phenology of Coccinellidae (Coleoptera) on non-crop plants within hedgerows in Northern Italy. - Bulletin of Insectology, 57 (1): 1-10.

Maini, S., Burgio, G. 2005: Aree di compensazione ecologica per il potenziamento del controllo naturale dei fitofagi. – Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, Rendiconti, 53: 243-268.

Marino, P.C., Landis, D.A. 1999: Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. - Ecol. Appl., 6 (1), 276-284.

Marshall, E.J.P., Smith, B.D. 1987: Field margin flora and fauna; interaction with agriculture. - BCPC Monograph 35: 23-33.

Masetti, A., Lanzoni, A., Burgio, G., Suss, L. 2004: Faunistic Study of the Diptera Agromyzidae on Weeds of Marginal Areas in Northern Italy Agroecosystems. - Ann. Entomol. Soc. Am., 97 (6): 1252-1262.

Morisi, A. (ed.) 2001: Recupero e gestione ambientale della pianura. La rete ecologica del Persicetano. Centro Agricoltura Ambiente, Crevalcore (BO): 115.

Paoletti, M. G. (ed.), 1999: Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. Practical use of invertebrates to assess sustainable land use. - Agriculture, Ecosystems & Environment, 74(1-3).

Rossing, W.A.H., Poehling, H.M., Burgio, G. (eds) 2003: Landscape management for functional biodiversity. - Proceedings of the 1st Meeting of the study group, Bologna, Italy, 11-14 May 2003, 26 (4): 220 pp.

Sharov, A. 1996: Quantitative population ecology. On line lectures.

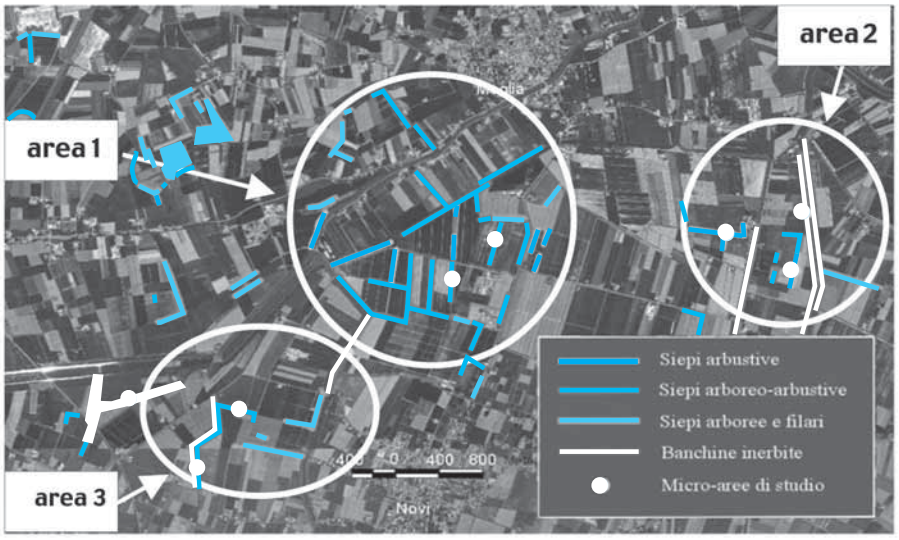
Tscharntke, T., Brandl, R. 2004: Plant-insect interactions in fragmented landscapes. - Annu. Rev. Entomol., 49: 405-430.

CASI DI STUDIO

Area di studio

La presente ricerca, condotta su un intero comprensorio situato fra le province di Modena e Reggio Emilia (Comuni di Novi e Rolo), ha preso in esame nove aree di compensazione ecologica a diversa tipologia vegetazionale, inserite all'interno di tre diverse macroaree, dotate di una rete più o meno complessa di corridoi ecologici (vedi tabella e mappa GIS). La complessità ecologica è stata valutata quantificando lo sviluppo lineare dei corridoi ecologici all'interno di un buffer di 500 m di diametro intorno a ogni sito. Con margini erbosi si intendono fasce vegetate senza vegetazione arborea, mentre con siepe, una struttura arborea-arbustiva dotata di vegetazione erbacea scarsa; la terza tipologia vegetazionale, infine, comprende siepi con un cotico erboso abbondante. L'esperienza del MIPAF ha permesso di poter confrontare diversi gruppi di insetti indicatori nello studio di situazioni ambientali a diversa complessità paesaggistica e vegetazionale; l'attenzione è stata concentrata in particolare su quelle famiglie di insetti che sono da lungo tempo utilizzate come bioindicatori, come i *Coleoptera Carabidae* (Kromp 1999) e i *Diptera Syrphidae* (Speight e Castella 2001), oppure su gruppi che sono generalmente indicati come buoni indicatori ma che di fatto sono stati utilizzati solo raramente per valutazioni ambientali in ecosistemi agrari, come i *Lepidoptera* (lo studio ha preso in riferimento esclusivamente le farfalle diurne) e gli *Hymenoptera Symphita* (Speight 1986).

Tipologia vegetazionale	Codice vegetaz.	Complessità ecologica	Codice sito	Esposizione del sito
Siepe	H	maggiore	MAa4	Nord – Sud
Siepe	H	minore	MAa11	Est - Ovest
Siepe	H	intermedia	Ma4	Nord – Sud
Siepe con vegetazione erbacea	H+w	maggiore	MAa5	Nord – Sud
Siepe con vegetazione erbacea	H+w	minore	MAa14	Nord – Sud
Siepe con vegetazione erbacea	H+w	intermedia	Ma3	Est - Ovest
Margine erboso	Wm	maggiore	Me4	Nord – Sud
Margine erboso	Wm	minore	Me5	Est - Ovest
Margine erboso	Wm	intermedia	Me2	Nord – Sud



Mappa GIS dell'area studiata. I tre cerchi delimitano le aree caratterizzate da diversa complessità ecologica: Area 1 (complessità maggiore); Area 2 (complessità intermedia); Area 3 (complessità minore). La caratterizzazione della complessità ecologica è stata ottenuta mediante GIS, misurando lo sviluppo lineare di un buffer circolare di raggio di 500 metri intorno a ogni sito.

Biodiversità degli insetti campionati nell'area di studio.

In Tabella 1 è rappresentata un'analisi generale della biodiversità degli insetti campionati nel corso dello studio, mediante il numero totale di specie rilevate nei siti campionati. Commenti specifici di tipo faunistico verranno offerti per ogni gruppo nei paragrafi seguenti, mentre una lista completa di tutte le specie di insetti campionate nella ricerca sarà offerta in un allegato in appendice (*check list*).

Il numero di specie di insetti campionate è risultato generalmente elevato, considerato che l'area campionata appartiene alla tipologia di paesaggio di tipo "rurale". Ad esempio le 55 specie di Sirfidi campionate rappresentano un numero considerevole se confrontato alle segnalazioni di Sirfidi in aziende agrarie dell'Italia settentrionale (Sommaggio e Burgio 2005).

Tabella 2. Numero di specie campionate nell'area di studio (9 siti).

	Carabidi	Lepidotteri	Sirfidi	Sinfiti
No specie campionate	66	39	55	41

In Tabella 2 sono invece mostrate le specie di insetti campionate, suddivise per tipologie di complessità ecologica e vegetazionale. Si può notare innanzi tutto come i siti nelle condizioni di maggior complessità ecologica mostrino il più elevato numero di specie di Carabidi (n=48) e Sirfidi (n=43); nei Lepidotteri (farfalle diurne) e Sinfiti tale tendenza non è rispettata, probabilmente per l'elevata mobilità degli individui, caratteristica marcata soprattutto per le farfalle. Come verrà evidenziato più avanti, la biodiversità di questi insetti è risultata maggiormente influenzata dalla tipologia vegetazionale e dai micro-habitat.

Il confronto degli indici di biodiversità calcolati su Carabidi e Lepidotteri, ottenuti raggruppando i siti appartenenti alle stesse tipologie di complessità ecologica, conferma le ipotesi precedenti. Per i Carabidi infatti, il valore più alto dell'indice di Simpson è stato rinvenuto nell'area a complessità ecologica maggiore (Tabella 3).

Tabella 3. Specie di insetti campionate nelle diverse tipologie ecologiche e vegetazionali.

		Sirfidi	Carabidi	N° specie Lepidotteri diurni	Sinfiti
COMPLESSITÀ ECOLOGICA	Maggiore	43	48	34	24
	Intermedia	31	43	32	16
	Minore	36	33	36	32
TIPOLOGIA VEGETAZIONALE					
	Siepe + vegetazione erbacea	47	37	36	34
	Siepe	39	45	28	17
	Margini erbosi	31	41	31	14

Tabella 4. Indice di Simpson per Carabidi e Lepidotteri, in funzione della complessità ecologica dei siti.

Complessità	Simpson	
	Lepidotteri	Carabidi
Maggiore	9.6	7.5
Intermedia	6.6	5.5
Minore	8.1	5.7

Per i Lepidotteri invece, nonostante il valore più alto di Simpson sia stato calcolato nella complessità maggiore, il confronto con le altre tipologie ecologiche non mostra risultati pienamente coerenti: l'area a complessità intermedia mostra infatti un valore più basso della complessità minore ma soprattutto il

valore nell'area a più elevata complessità ecologica è molto simile a quello calcolato nella complessità minore (Tabella 3). Per i Ditteri Sirfidi l'indice di Simpson non è stato calcolato poiché questo gruppo, riunendo specie con diversa tipologia larvale, mal si presta per un'analisi comparativa con tale approccio. Per i Sirfidi verrà mostrata un'analisi faunistica separata, scorporando le specie con diverso regime alimentare.

Analisi della biodiversità riferita a ogni gruppo studiato: Lepidotteri diurni (Boriani L., Burgio G., Marini M.)

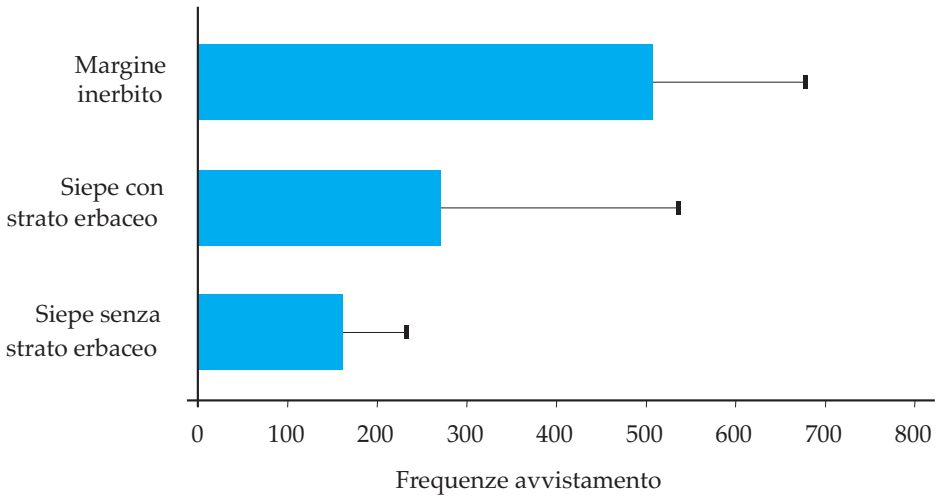
I Lepidotteri diurni (o farfalle diurne) sono assai utilizzati come indicatori ambientali in quanto questi organismi sono strettamente correlati alle caratteristiche di un determinato ambiente (es. esposizione, umidità, vegetazione, ecc.) e notevolmente sensibili ai fattori di disturbo di origine antropica (Robbins e Opler 1997). Le farfalle diurne sono state utilizzate in molti studi effettuati in ambienti forestali e all'interno di aree protette, nonché in ambienti tropicali (Pollard 1977, Pollard e Yates 1993, Robbins e Opler 1997), ma un numero assai minore di ricerche sono state svolte in ambienti rurali (agroecosistemi) (Balletto 1983, Dover 1992, Groppali 1995, Croxton et al. 2004, Dover et al. 1999, Fabbri e Scaravelli 2002).

Le larve (bruchi) dei Lepidotteri sono fitofaghe e vivono a spese di varie specie erbacee e legnose, mentre gli adulti si nutrono di sostanze zuccherine di varia natura. Per le loro abitudini alimentari, le farfalle sono molto legate al tipo di vegetazione presente in un determinato ambiente. Le larve si sviluppano quasi sempre su piante spontanee, e soltanto poche specie possono attaccare anche piante coltivate, senza tuttavia arrecare quasi mai danni economici. Gli adulti di molte specie rivestono un importante ruolo di impollinatori per molte piante spontanee e coltivate.

L'importanza dei Lepidotteri diurni (Ropaloceri) è principalmente di tipo ambientale–-naturalistico: molte specie, un tempo comuni nelle campagne, sono ormai da considerarsi rare o in diminuzione negli agroecosistemi di pianura (Marini, 1981a; b; Marini, 1998), a causa della rarefazione degli habitat a loro congeniali e della gestione non ottimale degli spazi coltivati e non coltivati.

La raccolta dei dati nella presente ricerca è stata effettuata mediante campionamenti con retino entomologico effettuati su percorsi standard, rilasciando ad ogni campionamento gli individui catturati (tecnica del *catch and release*).

Figura 4. Frequenza di cattura dei Lepidotteri campionati nel 2003. I margini erbosi mostrano i più alti di livelli di cattura (frequenza di avvistamento).



Sono state osservate complessivamente 39 specie, appartenenti a 6 famiglie, per un totale di 5.128 esemplari avvistati nei due anni di studio. Le famiglie più rappresentate sono risultate: *Lycaenidae* (11 specie rinvenute) e *Nymphalidae* (9 specie). Le specie nettamente prevalenti sono risultate *Polyommatus icarus*, *Coenonympha pamphilus* e *Pieris rapae*, tutte spe-

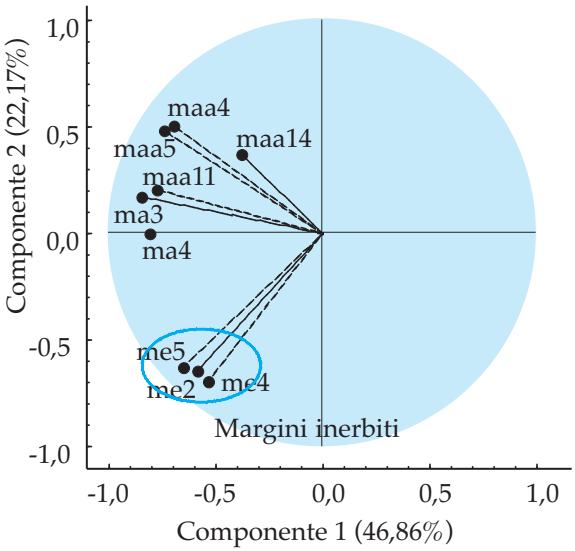


Figura 5. Analisi delle componenti principali ottenuta su matrice binaria presenza/assenza. Si può notare come i siti caratterizzati da margine inerbito (indicati con un cerchio tratteggiato) mostrino elevati valori di somiglianza e siano ordinati nello stesso settore del grafico. Tra parentesi sono mostrate le % di varianze spiegate dai de assi.

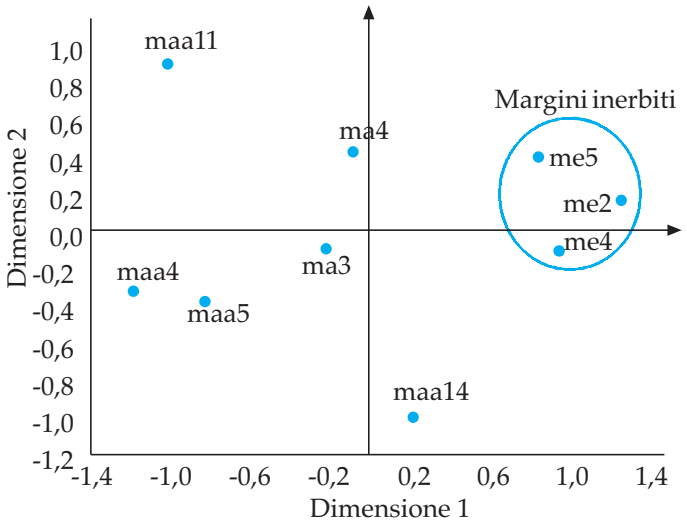


Figura 6. *Multidimensional Scaling* ottenuta su matrice di somiglianza di Sorenson. Questo tipo di analisi, mostra risultati molto simili alla precedente.

cie comuni e legate a piante erbacee molto frequenti nelle campagne.

Di particolare interesse si è rivelata la presenza di alcune specie legate ad ambienti boschivi, quali *Celastrina argiolus*, *Argynnis paphia*, *Apatura ilia* e *Pararge aegeria*. Queste specie sono da considerarsi ormai rare negli agroecosistemi di pianura a causa della rarefazione degli habitat a loro congeniali, e risultano localizzate presso ambienti relitti quali siepi mature, boschetti ben sviluppati e parchi di vecchie ville padronali. Fra le altre farfalle rare o in diminuzione per la pianura, vanno annoverate *Zerynthia polyxena* e *Lycaena dispar*, entrambe legate alle zone umide e protette a livello europeo (Dir. CEE 92/43 Habitat).

L'analisi dei dati raccolti ha evidenziato che la lepidotterofauna è stata influenzata principalmente dalla tipologia vegetazionale: il numero di specie più elevato (incluse quelle a maggiore rarità) e i più alti valori di diversità sono stati registrati in siti caratterizzati da siepi mature dotate di margine erboso. I margini inerbiti, dotati di abbondante vegetazione erbacea e assenza di siepi, hanno invece mostrato le più alte frequenze di cattura (figura 4), in quanto gli adulti erano attirati in gran numero dalle abbondanti fioriture disponibili. I siti con margine erboso hanno mostrato inoltre un elevato livello di somiglianza della lepidotterofauna mediante due diverse tecniche di analisi multivariata (figure 5 e 6). Fra le caratteristiche del singolo sito, la diversità floristica (in particolare della componente erbacea) si è rivelata in definitiva particolarmente importante, poiché è in grado di garantire una maggiore disponibilità di nutrimento per lunghi periodi, sotto forma di piante nutrici per le larve e di fioriture per gli adulti.

In conclusione, i Lepidotteri Ropaloceri sono risultati maggiormente legati alle caratteristiche locali di ogni sito (presenza di vegetazione, fioriture, disponibilità dei micrositi colonizzabili), mentre sono risultate meno influenzate dalla struttura dell'area circostante il sito e dalla complessità dei corridoi ecologici. In altre parole i Lepidotteri sono risultati efficienti come indicatori di sito (microambiente) e meno efficaci come indicatori di paesaggio, caratteristica influenzata sicuramente dalla mobilità degli adulti.

Bibliografia

Balletto, E. 1983: Le comunità di Lepidotteri Ropaloceri come strumento per la classificazione e l'analisi per la qualità degli alti pascoli italiani. - Atti XIII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia, Roma, 1980, 1: 285- 293.

Croxton, P.J., Hann, J.P., Greatorex-Davies, J.N., Sparks, T.H. 2004: Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. - Biological conservation, 121: 579-584.

Dover, J.W., Sparks, T.H., Clarke, S., Gobett, K., Glossop, S. 1999: Linear feature and butterflies: the importance of green lanes. - Agriculture Ecosystems and Environment, 80: 227-242.

Dover, J.W. 1992: The factors affecting butterfly distribution on arable farmland. In: British Ecological Society (ed.): Hedgerow Management and nature conservation. British Ecological Society, London: 16.

Fabbri, R., Scaravelli, D. 2002: Indagine preliminare sui Lepidotteri diurni lungo siepi in aziende agricole biologiche del forlivese e del cesenate. - Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna, Cesena 16: 81 – 94.

Groppali, R. 1995: Le farfalle diurne di aree coltivate e seminaturali incluse nella periferia della città di Cremona. - Ecologia urbana, 1 – 3: 9 – 12.

Marini, M. 1981a: Zerynthia polyxena D. & S. - Natura e Montagna n. 1 (XXVIII): 3a - 4a di copertina.

Marini, M. 1981b: Lycaena dispar Hw.. - Natura e Montagna n. 2-3 (XXVIII): 3a - 4a di copertina.

Marini, M. 1998: Osservazioni sull'ecologia di una popolazione di Zerynthia polyxena in un'area della pianura bolognese. - Atti Convegno "delle specie neglette, ovvero: quanto costa un rospo?" - Provincia di Bologna, Assessorato Ambiente: 70 – 71.

Pollard, E. 1977: A method for assessing changes in the abundance of butterflies. - Biological conservation, 12: 115 – 134.

Pollard, E., Yates, T.J. 1993: Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation. Chapman & Hall, London: 274 pp.

Robbins, R.K., Opler, P.A. 1997: Butterfly diversity and a preliminary comparison with bird and mammal diversity. - In Redka-Kudla, M.L., Don Wilson, E., Wilson, E.O. (eds): Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources. Joseph Henry Press, Washington, DC.: 69-82.

Sommaggio, D., Burgio, G. 2005: Hoverflies: indicators of sustainable farming and potential control of aphids. Encyclopedia of Pest management.

Speight, M.C.D. 1986: Criteria for the selection of insects to be used as bioindicators in nature conservaton research. - In Velthius H.H.W. (ed.) Proceedings of 3rd European Congress of Entomology, Amsterdam, pp. 485-488.

Coleotteri Carabidi (Burgio G., Fabbri R., Boriani L.)

I Carabidi rappresentano uno dei principali gruppi di Coleotteri del terreno, sia negli ambienti naturali che in quelli coltivati. Le loro popolazioni possono essere influenzate da svariati fattori quali temperatura, umidità, gestione colturale, trattamenti antiparassitari e tipologia del terreno, e molte specie sono legate a determinati habitat. Per questi motivi, i Carabidi rappresentano uno dei gruppi di insetti più efficaci (e più studiati) come indicatori ambientali del livello di "disturbo" e sono utilizzati sia in campo forestale che agrario (Kromp 1999).

La maggior parte dei Carabidi possiede un regime dietetico zoofago e preda attivamente svariate specie di invertebrati del terreno. Alcune specie possono tuttavia adottare un regime dietetico fitofago (vivendo soprattutto a spese dei semi di piante spontanee) o misto. Le specie zoofaghe rivestono spesso una notevole importanza nel controllo di molti fitofagi di interesse agrario, specialmente se questi trascorrono parte del ciclo biologico nel terreno (Kromp 1999). La loro attività di predatori è particolarmente importante in agroecosistemi ricchi di spazi naturali e nei quali vengano adottate pratiche agronomiche a basso impatto ambientale. In Europa ad esempio è stato dimostrato che alcune specie di Carabidi sono importanti nel controllo di afidi infestanti cereali.

La raccolta dei dati, nel nostro lavoro, è stata effettuata utilizzando trappole a caduta (*pitfall traps*) riempite con una soluzione conservante di acido acetico. In uno dei siti campione (MAa14), in particolare, sono stati impostati due transetti, costituiti da serie di trappole in un medicaio, collocate a distanze crescenti dalla siepe adiacente. Lo scopo di quest'ultima prova era di studiare i rapporti fra bordi dei campi e le colture adiacenti, questo caso appunto il medicaio.

Sono state complessivamente osservate 66 specie di Carabidi, per un totale di 8.922 individui catturati. Le specie più abbondanti sono risultate *Pterostichus melas italicus* (1.853 individui catturati), *Poecilus cupreus* (1.299), *Anchomenus dorsalis* (1.019) e *Brachinus psophia* (857). In particolare, *P. melas italicus* e *A. dorsalis* (fra le specie più abbondanti) sono segnalati come predatori di svariati fitofagi di interesse agrario. La maggior parte delle specie è risultata piuttosto comune nel territorio, ma non mancano entità di particolare interesse per la loro rarità a livello locale, per l'importanza ai fini naturalistici o per il ruolo di limitatori naturali. Ad esempio la ricerca ha permesso di segnalare alcune specie nuove per la pianura modenese, come *Ophonus melletii* e *O. diffinis*, *Anisodactylus signatus*, *Leistus ferrugineus*, *Zuphium olens*, *Agonum permoestum*, *Lamprias cyanocephala*, *Harpalophonus italus*. Alcune di queste (*O. melletii*, *O. diffinis*, *H. italus*) sono specie rare, presenti generalmente in collina ma che possono raggiungere la pianura attraverso le arginature erbose dei fiumi e dei canali, frequenti nel comprensorio studiato.

Il maggior numero di specie (48) è stato trovato nei siti all'interno dell'area a maggior complessità ecologica, mentre il numero più basso (33) è stato campionato nell'area meno complessa dal punto di vista ecologico. Inoltre, anche il numero delle specie zoofaghe e delle specie macrottere è risultato maggiore nell'area a maggiore complessità rispetto alle altre (Tabella 4).

I dati raccolti nei due transetti all'interno del medicaio hanno evidenziato come la densità di attività (= catture/trappola) segua un andamento crescente a partire dal bordo della siepe, con una densità massima a 20-30 metri da essa, che sembra così rappresentare il raggio d'azione ottimale di questi insetti (figura 7) su questa coltura. I Carabidi sembrerebbero quindi utilizzare la siepe come area di rifugio, spostandosi nel medicaio adiacente per cercare prede, analogamente a quanto osservato per svariati insetti predatori in diversi studi effettuati in agroecosistemi. Questo fenomeno, sempre più evidente nel corso dell'estate, raggiunge un massimo nei mesi di agosto e settembre (tempo 4), probabilmente in corri-

spondenza con l'aumento delle prede disponibili nel medicaio. Questi dati confermano quindi l'importanza della struttura siepe-margine erbaceo nella colonizzazione ciclica dei Carabidi fra coltura-infrastutture ecologiche.

Tabella 4. Numero di specie di Carabidi appartenenti alle diverse categorie trofiche, morfologiche e riproduttive, in funzione della complessità ecologica delle aree.

Complessità	Zoof.	Fitof.	Fito-zoof.	Macrott.	Brachitt.	Pteripolim.	riproduzione primaverile	riproduzione autunnale
Elevata	33	5	10	40	1	7	33	13
Intermedia	29	3	11	35	1	7	29	12
Bassa	26	3	12	33	1	7	27	13

Al contrario di quanto osservato nei Lepidotteri, la carabidofauna è risultata influenzata soprattutto dalla complessità ecologica della macroarea, più che dalle caratteristiche del singolo sito (microambiente), confermando la validità di questi insetti come bioindicatori ecologici di paesaggio.

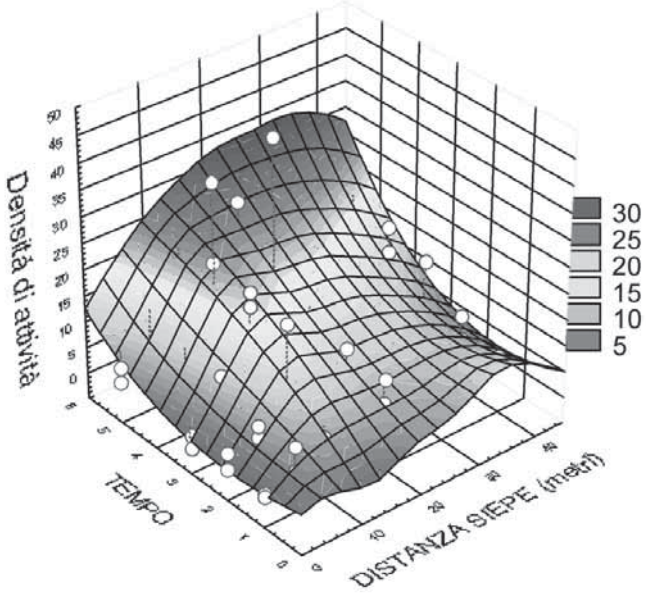


Figura 7. Superficie curvilinea di risposta della densità di attività dei Carabidi in funzione del tempo e della distanza della siepe. Nella stima della superficie è stato utilizzato il metodo *distance-weighted least squares smoothing* (Statistica 1994).

Bibliografia

Kromp, B. 1999: Carabid beetle in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. - In: Paoletti, M.G. (ed.) 1999. Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. - Agriculture, Ecosystems & Environment, 74(1-3): 187-228.

Ditteri Sirfidi (Burgio G., Sommaggio D.)

I Ditteri Sirfidi costituiscono una delle famiglie più numerose di Ditteri ed una delle meglio studiate. Attualmente si conoscono circa 6000 specie nella fauna mondiale (Rotheray e Thompson 1998), ma il numero reale di specie è sicuramente superiore alle 10000 unità. Gli adulti di questa famiglia sono degli ottimi volatori; in alcuni casi sono stati studiati fenomeni di migrazione lungo rotte ben precise (Aubert et al. 1976, Gatter e Schmid 1990). Gli adulti sono tutti pollinivori e glicifagi; le larve al contrario presentano una vasta gamma di regimi trofici e di adattamenti ambientali. Sono presenti infatti larve predatrici, prevalentemente di afidi ma anche di altri invertebrati dal corpo molle, larve fitofaghe e detritivore, sia all'interno di un substrato solido (legno morto, escrementi), sia liquido (fiumi, stagni, liquami). I Sirfidi presentano una gamma molto ampia di adattamenti alla pressione antropica per cui si conoscono da un lato specie antropofaghe, molto comuni in ambienti fortemente degradati dall'attività umana, e specie che risentono fortemente anche di piccole pressioni antropiche. La differenziazione non solo dei regimi trofici delle larva, ma anche delle loro richieste ecologiche, rende questo gruppo particolarmente utile come bioindicatore (Speight 1986, Sommaggio 1999, Speight e Castella 2001). Recentemente è stato sviluppato per l'Europa atlantica un sistema di analisi ambientale che utilizza i Sirfidi come bioindicatori, noto come *Syrph the Net* (Speigh e Castella 2001). Questa tecnica consiste nel confrontare la fauna ipotetica di un dato ambiente (specie attese) con quella realmente presente e segnalata sulla base di un campionamento (specie osservate). La fauna ipotetica viene a sua volta calcolata a partire dagli habitat presenti nel sito in oggetto e da una lista regionale di specie presenti (Speight e Castella 2001, Sommaggio et al. 2005). Due sono i dati importanti che si possono estrapolare da questo sistema:

– funzione di mantenimento della biodiversità: è il rapporto percentuale tra le specie attese ed osservate. E' un parametro che indica quanto della biodiversità complessiva può essere sopportato da un ambiente (sito);

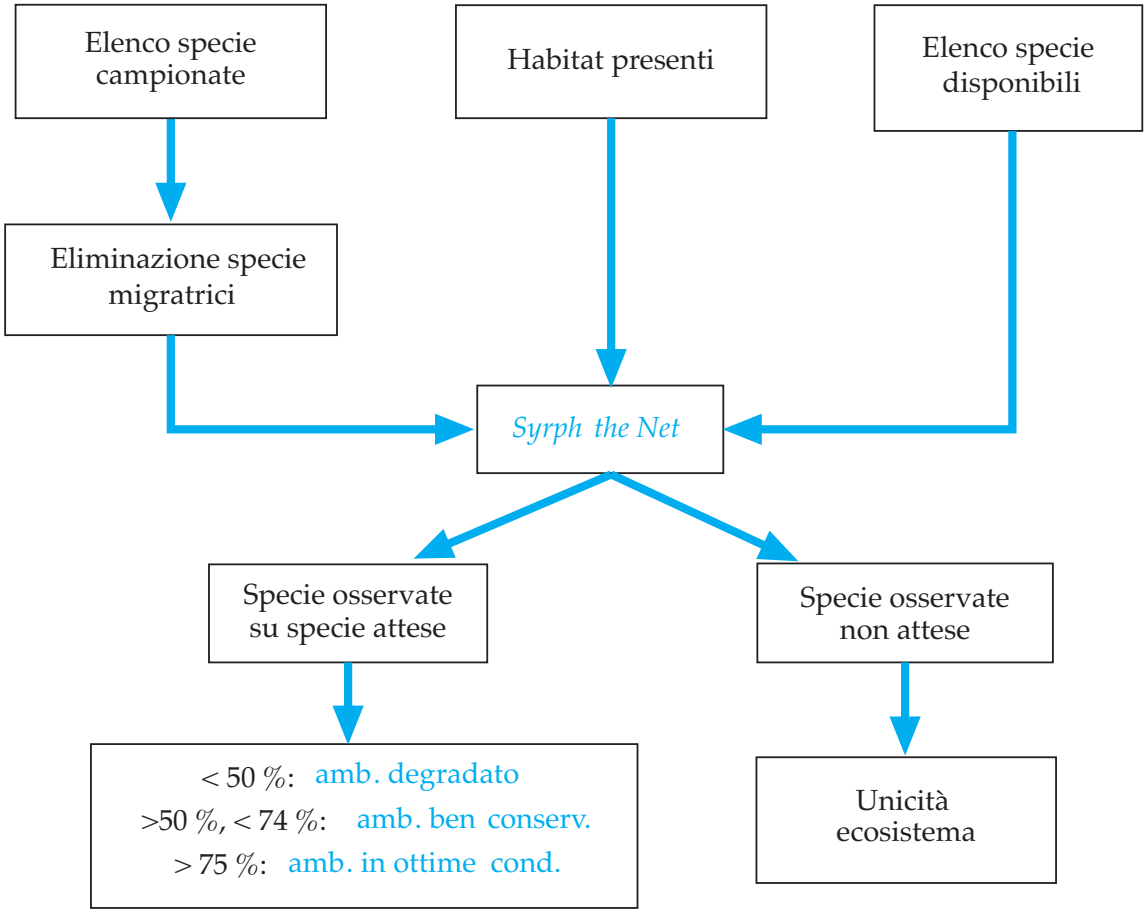
– elemento di unicità: è il rapporto tra il numero di specie non attese osservate ed il totale delle specie osservate. Indicherebbe la peculiarità (unicità) di un ambiente, e l'influenza della complessità ecologica dell'area che circonda il sito indagato; rappresenta in altre parole un parametro che dovrebbe quantificare un effetto locale determinato dell'ambiente circostante.

Syrph the Net è stato utilizzato in diversi ambienti permettendo di ottenere importanti informazioni per una corretta gestione delle politiche ambientali mirate a conservare ed incrementare la biodiversità (Speight e Castella 2001). Pur essendo molto più frequente l'utilizzo di *Syrph the Net* in ambienti naturali, è stato testato anche in ambienti antropizzati ed in particolare in agroecosistemi fornendo anche in questo caso importanti elementi per una corretta analisi ambientale (Speight ed al. 2002). Il sistema *Syrph the Net* presuppone, tra le altre le altre condizioni, la disponibilità di liste regionali di specie sufficientemente dettagliate. Questo requisito viene spesso a mancare soprattutto nell'Europa meridionale ed in particolare in Italia (Sommaggio e Burgio 2004).

Tuttavia per alcune aree del territorio nazionale si dispone di elenchi di specie ottenuti grazie a diverse ricerche faunistiche anche recenti (e.g. Burgio e Sommaggio 2004, Burgio e Sommaggio 2005). Alcune ricerche hanno permesso di testare in queste regioni *Syrph the Net* anche in ambienti italiani; i risultati sono stati molto incoraggianti ed hanno permesso di ottenere un'analisi delle condizioni ambientali di alcune aree naturali che hanno rappresentato un importante punto di partenza per successivi interventi di gestione ambientale (Sommaggio et al. 2005).

Lo studio del popolamento di Sirfidi in ambiente agrario è stato spesso limitato alle specie afidifaghe, che, insieme ai Coccinellidi, rappresentano un importante fattore di controllo del popolamento di afidi. E' necessario sottolineare come l'importanza di questo

Schema di applicazione di *Syrph the Net* (da Sommaggio et al. 2005).



gruppo in ambiente agrario non è solo legata al contenimento degli afidi, ma anche a una corretta gestione degli agroecosistemi, che può portare ad un incremento della biodiversità complessiva dei Sirfidi, permettendo in alcuni casi anche la conservazione di specie rare. Lo studio dei Sirfidi quindi va considerato anche come indicatore della validità delle politiche agricole e di gestione del territorio rurale per uno sviluppo sostenibile (Sommaggio e Burgio 2005).

Nella presente ricerca i Sirfidi sono stati campionati mediante trappole Malaise e trappole cromotropiche (piatti di colore citrino) con colla. La prima tecnica viene considerata quella standard per l'utilizzo di *Syrph the Net* (Speight et al. 1998). Tuttavia questa tecnica è selettiva, almeno per i Sirfidi, ed alcuni generi, a volte anche comuni, possono essere sottostimati o addirittura non essere raccolti (es. Sommaggio e Burgio 2003). E' per questo che l'utilizzo di un'abbinata di trappola Malaise e cromotropiche permette di avere un quadro più preciso della fauna di Sirfidi. In ognuno dei 9 siti campionati sono state predisposte 4 trappole cromotropiche (due con colla a vischio e altre due con colla spray) ed una trappola Malaise, attive da aprile ad ottobre.

Presentiamo in Tabella 5 una sintesi dei dati raccolti. La trappola Malaise è risultata la tecnica di campionamento che ha consentito la raccolta del maggior numero di specie (55) rispetto alle cromotropiche con colla a vischio (26) o con colla spray (25).

Le specie di Sirfidi più abbondanti con trappole Malaise sono risultate *Melanostoma mellinum* (31%), *Sphaerophoria scripta* (23%) e *Episyrphus balteatus* (21%), specie le cui larve risultano predatrici, in particolare di afidi d'importanza agraria. Tali specie rappresentano circa il 75% degli individui campionati nel corso della ricerca. La quarta specie in ordine di abbondanza relativa è *Eumerus sogdianus*, un'entità frequente nei comprensori agricoli dell'Italia settentrionale che in passato potrebbe essere stata confusa con la specie simile *E.*

Tabella 5. Numero di specie di Sirfidi campionate coi diversi tipi di trappola nei siti di Novi-Reggiolo.

Syrphidae	Siti									
	Maa5	Maa11	Maa14	Maa4	Ma4	Ma3	Me2	Me4	Me5	TOT.
Trappole Malaise										
N. specie campionate	28	19	25	27	14	30	12	28	15	55
totale individui/trappola	*523*	*248*	*348*	*645*	*148*	*608*	*113*	*551*	*186*	*3370*
Piatti con colla a vischio										
N. specie campionate	11	11	9	11	12	13	10	11	7	26
totale individui/trappola	*55*	*94*	*87*	*235*	*223*	*189*	*47*	*147*	*39*	*1119*
Piatti con colla spray										
N. specie campionate	10	16	12	11	7	15	13	11	9	25
totale individui/trappola	*142*	*63*	*234*	*243*	*137*	*225*	*151*	*128*	*69*	*1392*

strigatus (Sommaggio e Burgio 2003). L'elenco complessivo di Sirfidi campionati annovera 55 specie, un numero comunque sicuramente considerevole, tenuto presente il biotopo studiato è inserito in un ambiente agrario.

Sono state raccolte diverse specie rare ed interessanti. Pur trattandosi di un ambiente agrario, sono presenti specie come *Brachyopa scutellaris* e *Ceriana conopsoides*, strettamente legate a piante molto mature e che quindi si ritrovano in boschi ben conservati. *Anasimyia contracta* e *A. transfuga* sono invece due specie legate ad ambienti paludosi e pertanto la loro presenza nella Pianura Padana mostra una distribuzione a macchia di leopardo, legata alla presenza di acque stagnanti a basso impatto antropico. *Paragus bradescui* ed *Eumerus argyropus* sono specie che si ritrovano in incolti xerici; sono rare nella pianura Padana. *Paragus hyalopteri* rappresenta una prima segnalazione per l'Italia, anche se è probabile che la sua distribuzione sia più ampia di quanto noto; infatti è presente anche in altre aree agricole del ferrarese. E' una specie nota per ambienti con acqua stagnante, ma soprattutto da frutteti.

Tabella 6. Numero di specie campionate con Malaise, appartenenti alle diverse categorie alimentari in funzione dei siti campionati.

	siti								
	maa5	maa11	maa14	maa4	ma4	ma3	me2	me4	me5
Afidifaghe	18	17	13	17	9	20	11	18	9
Saprofaghe acquatiche	9	6	8	10	6	7	7	10	6
Sarofaghe terrestri	2	1	2	3	2	2	1	1	2
Fitofaghe	2	2	6	3	2	3	2	3	2

Il popolamento di Sirfidi sembra risentire maggiormente della tipologia vegetazionale che non della complessità paesaggistica. Infatti gli ambienti con siepe e margine erboso hanno il maggior numero di specie complessive, numero che diminuisce passando a siepi con poca vegetazione erbacea e quindi ai margini erbosi. Gli ambienti a maggior complessità esibiscono in ogni caso il maggior numero di specie di Sirfidi, e si osserva poi un'inversione di tendenza con gli ambienti a minor complessità, che presentano un numero di specie maggiore rispetto a quelli con complessità intermedia.

L'analisi delle corrispondenze (figura 8) mostra come la diversità in specie fitofaghe sia fortemente correlata al sito MAa14, probabilmente per la sua particolare ricchezze vegetazionale; tale sito mostra un numero di specie fitofaghe circa il doppio rispetto agli altri ambienti. Il numero di specie afidifaghe è correlato maggiormente con un gruppo di tre siti (ma11, ma3, me4) mentre le specie saprofaghe, sia terrestri che acquatiche, formano

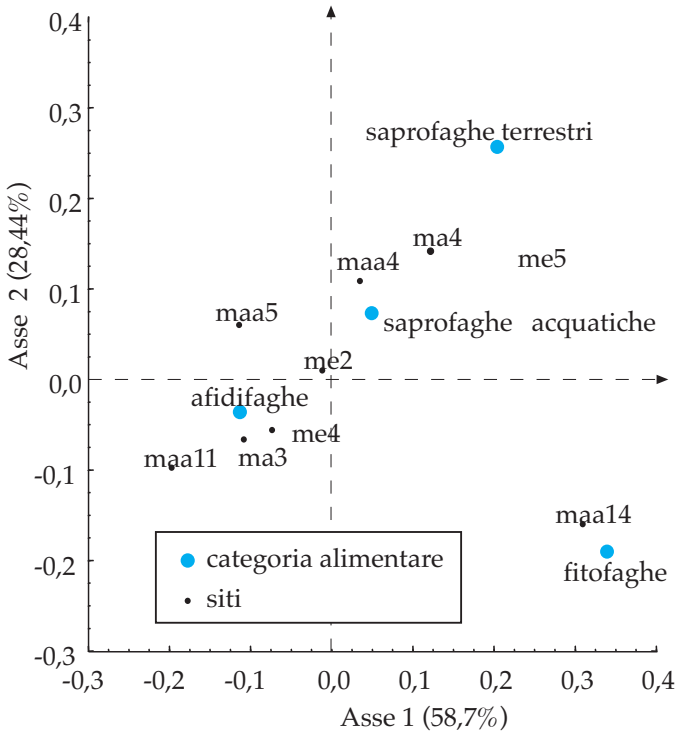


Figura 8. Analisi delle corrispondenze calcolata sul numero di specie appartenenti alle diverse categorie alimentari campionate in ogni sito. La matrice su cui è stata eseguita l'analisi è mostrata nella tabella sotto.

un macrogruppo con i siti rimanenti (ad eccezione del sito me2, che occupa una posizione intermedia); in tale macrogruppo sono compresi due aree caratterizzate dalla presenza di canali con vegetazione acquatica (me2, me5).

La Tabella 7 riporta i valori ottenuti dall'analisi mediante *Syrph the Net*. I dati sembrano fornire interessanti informazioni sulla tipologia vegetazionale del sito (funzione di mantenimento della biodiversità, detta anche BDMF) e sulla diversità paesaggistica (elementi di unicità) dell'area che circonda ogni sito.

In particolare quest'ultimo valore (unicità), correlato alle specie campionate non attese, è alto per gli ambienti in macroaree ad alta diversità paesaggistica, mentre si riduce negli ambienti ad intermedia o bassa diversità. Una sintesi dell'analisi con *Syrph the Net* è mostrata anche in figura 9.

Nel complesso solo due siti (Me5 e Ma4) mostrano un valore della "funzione di mantenimento della biodiversità" inferiore o uguale al 50%, che secondo Speght et al. (1998) sarebbe caratteristico di un ambiente degradato. Per altri sei siti il valore della funzione di mantenimento è tipica di ambienti ben conservati e in un caso è addirittura superiore al 75%, che corrisponderebbe a un ambiente in ottime condizioni (sito me4). Interessante è il caso della siepe Maa14: si tratta infatti di una siepe particolarmente sviluppata, come confermato per esempio dalla presenza di una fauna di Lepidotteri e Sinfiti elevata (per i Sinfiti, vedi dopo). Il suo valore di funzione di mantenimento della biodiversità è nel complesso buono (55,6%), ma l'elemento di unicità è solo del 10%, in quanto presente in una macroarea ad intermedia diversità, contro valori di 16 e 17,6 % per i siti Maa4 e Maa5, situati in macroaree ad elevata diversità. Il sito con il maggiore elemento di unicità è Me4, che si trova appunto nell'area caratterizzata da maggior diversità ecologica; in questo sito sono presenti specie come *Eumerus amoenus* ed *Epistrophe eligans*, che pur non essendo rare in senso stretto, sono comunque legate ad ambienti caratterizzati da una componente arborea.

Tabella 7. Sintesi dell'analisi eseguita con *Syrph the Net*.

Siti	Specie attese	Attese Osservate	Attese non osservate	Osservate non attese	Funz. mantenim . biodiversità	% non attese osservate
MAa4	42	24	18	9	57.1%	17.6%
MAa5	42	24	18	8	57.1%	16.0%
MAa14	45	25	20	5	55.6%	10.0%
MAa11	44	22	22	4	50.0%	8.3%
Ma4	42	15	27	4	35.7%	8.7%
Ma3	42	25	17	7	59.5%	14.3%
Me4	30	23	7	9	76.7%	23.1%
Me5	31	15	16	4	48.4%	11.4%
Me2	31	17	14	4	54.8%	11.4%

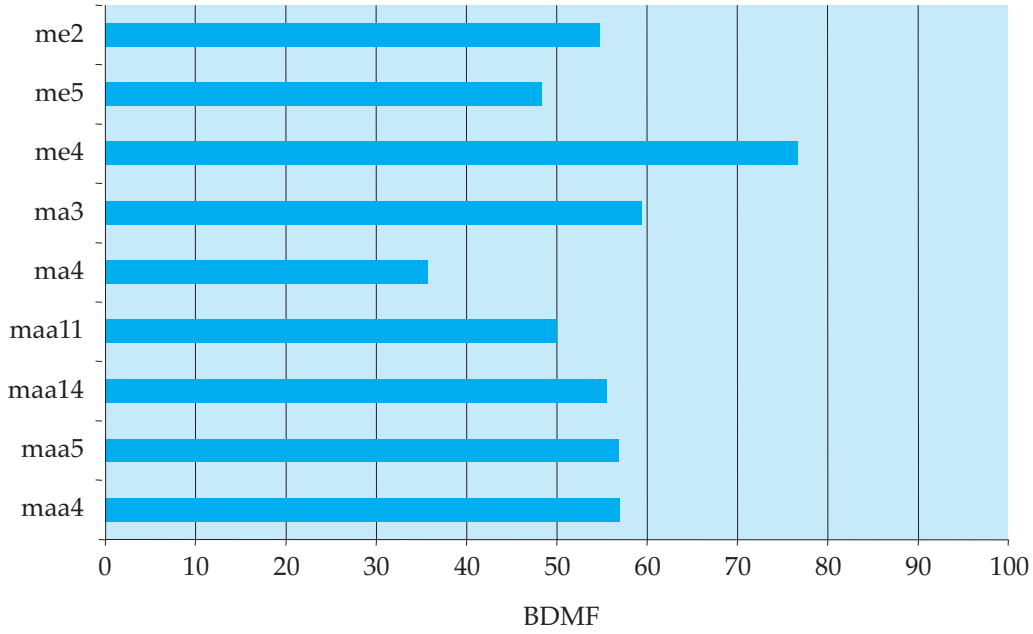


Figura 9. Riepilogo di *Syrph the Net* nell'area di Rolo-Novi, per i 9 siti studiati. Nel grafico sono riportati i valori della Funzione Mantenimento Della Biodiversita' (BDMF). Secondo la filosofia di questo sistema, nell'esempio considerato, due siti possiedono una funzione <50% (stato di conservazione scarso), sei siti una funzione fra il 50 e il 74% (buona conservazione) e un sito una funzione > 75% (conservazione ottima). I siti me5 e ma4 richiederebbero in sintesi interventi per valorizzare la biodiversità.

Bibliografia

Aubert, J., Aubert, J.J., Goeldlin, P. 1976: Douze ans de captures systématiques de Syrphidae (Diptères) au Col de Bretolet (Alpes valaisannes). - Bull. Soc. ent. Suisse, 49: 115-142.

Gatter, W., Schmid, U. 1990: Wanderungen der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) am Randecker Maar. - Spixiana, Supplement 15: 1-100.

Rotheray, G., Thompson, F.C. 1998: 5 Family Syrphidae. - In Papp, L., Darvas, B. (eds.): Contributions to a Manual of Palaearctic Diptera (with special reference to flies of economic importance). Science Herald, Budapest, pp 81-139.

Sommaggio, D. 1999: Syrphidae: can they be used as bioindicators? - Agriculture, Ecosystems and Environment, 74: 343-356.

Sommaggio, D., Burgio, G. 2003: Role of Diptera Syrphidae as landscape indicators: analysis of some case studies in Northen Italy. - Landscape Management for Functional Biodiversity, IOBC wprs Bulletin, 26: 145-150.

Sommaggio, D., Burgio, G. 2004: I Sirfidi come bioindicatori: lo stato dell'arte in Italia. - Atti XIX Congresso Nazionale Italiano di Entomologia, Catania, 10-15 giugno 2002, 197-203.

Sommaggio, D., Burgio, G. 2005: Hoverflies: indicators of sustainable farming and potential control of aphids. - Encyclopedia of Pest management. In: PIMENTEL D. (ed.), Encyclopedia of Pest Management. Marcel Dekker, Inc., New York, NY.

Sommaggio, D., Corazza, C., Burgio, G. 2005: Misurare la Biodiversità: i Ditteri Sirfidi. - Atti XIV congresso della Società Italiana di Ecologia, 4-6 Ottobre 2004, Siena, .

Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. 1998: Use of Syrph the Net database. - Syrph the Net Publication, Dublin, 104 pp.

Speight, M.C.D., Good, J.A., Castella, E. 2002: Predicting the changes in farm syrphid faunas that could be caused by changes in farm management regimes (Diptera, Syrphidae). - Volucella, 6: 125-137.

Imenotteri Sinfiti (Sommaggio D., Pesarini F.)

Gli Imenotteri Sinfiti (*Symphyta*) rappresentano uno dei due sottordini in cui vengono suddivisi gli Imenotteri: i Sinfiti appunto e gli Apocriti. Si distinguono facilmente da quest'ultimi per l'addome che non presenta alcun restringimento basale. I Sinfiti vengono suddivisi in 14 famiglie. Le larve dei Sinfiti si sviluppano a spese di piante, sia erbacee che arboree, con l'eccezione degli Orussidae, una famiglia altamente specializzata con caratteri morfologici molto peculiari le cui larve parassitizzano i Coleotteri Buprestidi e Cerambicidi.

Molte specie di Sinfiti sono oligofaghe e addirittura monofaghe allo stadio larvale, pur non mancando specie estremamente polifaghe. In diversi casi le larve si sviluppano su varie essenze arboree, a volte anche con esigenze ecologiche specifiche come la presenza di piante molto mature. Gli adulti sono pollinifagi o nettarifagi o più raramente predatori, ma sempre strettamente associati a ben precisi ambienti vegetazionali. In generale la loro presenza è dunque direttamente riconducibile alla componente vegetazionale. Tutti questi elementi, insieme alla loro scarsa adattabilità alle trasformazioni del proprio habitat, hanno spinto diversi autori a suggerire la possibilità di utilizzare i Sinfiti come bioindicatori, soprattutto in ambiente silvicolo (Speight 1986).

Nel presente lavoro sono stati raccolte 41 specie di Sinfiti; a questo numero di taxa abbastanza elevato corrisponde un numero di esemplari basso: solo 191 esemplari infatti sono stati raccolti dalle trappole Malaise. A differenza degli altri gruppi analizzati, la distribuzione dell'abbondanza è meno sbilanciata verso poche specie: le due specie più comuni, *Nematus lucidus* (16,75 %) e *Loderus vestigialis* (10,47 %), insieme rappresentano meno del 30 % del totale degli esemplari raccolti.

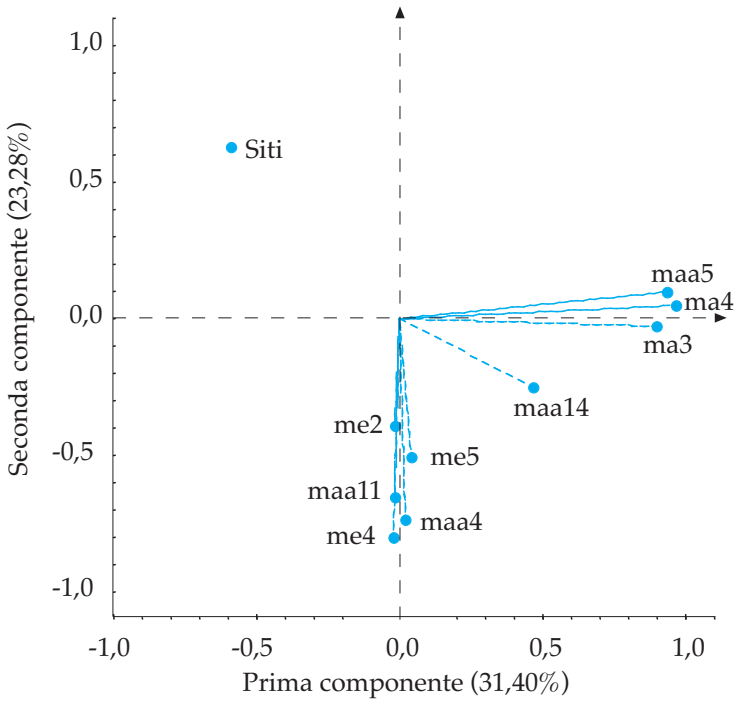


Figura 10. Analisi delle componenti principali calcolata sulla matrice di abbondanze relative dei Sinfiti campionati in ogni sito.

Nel complesso sono state campionate specie di Sinfiti abbastanza comuni, ma anche in questo caso non mancano taxa particolarmente rari. Il reperto di *Caliroa cothurnata* è il primo relativo all'Italia assieme a quelli, pure provenienti dall'Emilia (Bologna), riportati in Pesarini (2008) (va tuttavia detto che la distribuzione di questa specie è ancora molto incerta in quanto solo recentemente è stato possibile separarla dalle affini specie del genere *Caliroa*); quelli di *Pamphilius alternans* sono tra i pochissimi noti per l'Italia e gli unici recenti oltre a quello, relativo al Piemonte, segnalato in Pesarini e Turrisi (2006).

raccolti in questa ricerca sembrano confermare che la struttura della vegetazione ha una diretta influenza sul popolamento di Sinfiti di una determinata area di studio (Pesarini 1986, 1993). Il numero maggiore di specie (34) è stato riscontrato nelle siepi con presenza di margine erboso, numero che decresce fortemente passando a siepi senza margine erboso e al solo margine erboso. Meno chiara è la correlazione con una maggiore o minore

complessità paesaggistica; effettivamente il numero maggiore di specie è nei siti all'interno di una maggiore differenziazione paesaggistica, ma poi vi è una inversione, con i siti in area più semplificata con un numero di specie maggiore rispetto a quelli dell'area intermedia.

L'applicazione dell'analisi delle componenti principali (figura 10) rivela una netta separazione tra gli ambienti, più di quanto rilevato per altri gruppi. In particolare si osserva che le siepi con margine erboso si separano nettamente dagli altri siti, con l'eccezione di un ambiente di siepe senza margine erboso. All'interno del gruppo di ambienti con siepe e margine erboso, si stacca il sito Maa14, che sembra formare un ambiente molto peculiare ed unico, isolato dagli altri. Infatti questo sito, come sarà chiarito nel paragrafo successivo, è l'ambiente dotato di maggior diversità vegetale (N° specie di piante).

Bibliografia

Pesarini, F. 1986: Imenotteri Sinfiti del piano pedemontano in Lombardia. II. - Note ecologiche. Mem. Soc. ent. ital., Genova, 64 (1985): 73-92.

Pesarini, F. 1993: Rilievi metodologici sullo studio delle artropodocenosi dei prati umidi, con particolare riferimento a un biotopo dell'Insubria. - Mem. Soc. tic. Sci. nat., 4: 73-79.

Pesarini, F. 2008: Gli Imenotteri Sinfiti della Collezione Campadelli. II: Tenthredinidae (Hymenoptera, Symphyta) (Catalogo sistematico della Collezione Campadelli. VI contributo). - Ann. Mus. civ. St. nat. Ferrara, 9 (2006).

Pesarini, F., Turrisi, G.F. 2006: Interesting records of sawflies from Italy (Hymenoptera, Symphyta: Xyelidae, Pamphiliidae, Siricidae, Orussidae, Cimbicidae, Diprionidae). - In: Blank, S.M., Schmidt, S., Taeger, A. (eds.): Recent Sawfly Research: Synthesis and Prospects. Goecke & Evers, Keltern: 343-348.

Relazioni tra biodiversità vegetale e animale

(Puppi G., Burgio G., Sommaggio D.)

I dati entomologici dello studio sono stati analizzati in funzione della componente vegetale, combinando i dati raccolti dal gruppo di entomologia con quelli del gruppo di botanica. La tabella 8 riporta la biodiversità per sito di ogni gruppo studiato. Questo approccio è particolarmente utile al fine di approfondire il ruolo della biodiversità funzionale negli ambienti coltivati.

Tabella 8. Numero di specie di insetti e piante campionate nel progetto Novi-Rolo. ICSV= indice di complessità strutturale vegetazionale.

Siti	N° specie Sirfidi	N° specie Carabidi	N° specie Sinfiti	N° specie farfalle	N° specie piante	ICSV	% copert arborea	% copert arbustiva	% copert erbosa
maa5	28	27	13	24	41	5	83	58	28
maa11	19	20	8	20	64	5	77	45	50
maa14	25	29	28	36	84	4	60	50	50
maa4	27	35	11	23	40	5	87	47	42
ma4	14	28	5	27	44	4	61	56	45
ma3	30	26	11	27	35	3	20	85	48
me2	12	30	4	27	67	1	0	0	83
me4	28	32	10	31	82	2	0	11	85
me5	15	28	6	29	79	1	0	23	73
TOTALE	55	62	41	39					

La biodiversità, sia entomologica che vegetale, ha mostrato in generale un elevato valore, come confermato dai paragrafi precedenti, considerato che gli ambienti campionati sono all'interno di un paesaggio rurale. Nelle tabelle 9-10 sono mostrate le correlazioni fra biodiversità entomologica e vegetale. E' interessante notare come il numero di specie di Lepidotteri diurni mostri una correlazione significativa con la ricchezza vegetazionale (quantificata come numero di specie di piante per sito, tabella 9). L'abbondanza (cioè la frequenza di cattura) dei Lepidotteri diurni, inoltre, è correlata positivamente con il grado di copertura erbacea (tabella 10). L'abbondanza e la ricchezza in specie di farfalle sono risultate altresì correlate inversamente al grado di copertura arborea e alla complessità strutturale (quantificata dall'ICSV) dei siti (tabelle 9-10). La struttura architettonica delle siepi in altre parole ha mostrato un effetto di disturbo sulle popolazioni di farfalle.

Le farfalle, come del resto i Sinfiti (vedi paragrafo precedente), hanno mostrato una forte efficacia come indicatori di micro-habitat, in grado di rispondere significativamente alle caratteristiche botaniche e al microclima di un sito. L'analisi comparata insetti/pianta spiega e dimostra in modo soddisfacente molte considerazioni emerse nello studio, evidenziate nei paragrafi precedenti, come ad esempio la peculiarità del sito maa14, che in effetti ha mostrato la maggior ricchezza vegetale fra gli ambienti indagati e nello stesso tempo una elevata ricchezza di alcuni gruppi di insetti.

La ricchezza floristica nei siti campionati è risultata di 180 specie (totale piante campionate nella ricerca), con valori di diversità per sito fra 35 e 84.

La ricchezza floristica non è risultata dipendente dalla struttura vegetazionale e dalla complessità paesaggistica, ma è risultata correlata significativamente alla % di copertura erbosa (figura 11) ed è apparsa legata alla tipologia di vegetazione.

Il numero maggiore di specie di Carabidi e Sirfidi è stato campionato nei siti a maggior complessità ecologica (figura 12). I Carabidi e i Sirfidi si sono mostrati quindi efficaci indicatori di paesaggio, come dedotto anche nei paragrafi precedenti, e la figura 12 mostra

Tabella 9. Correlazioni fra numero di specie di insetti e biodiversità vegetale. *= P<0.05; **= P< 0.01.

Siti	N.specie Sinfiti	N.specie Sirfidi	N.specie Carabidi	N.specie farfalle	N.specie piante	ICSV	% copert arborea	% copert arbustiva	% copert erbosa
N° specie Sinfiti	1	**0,75** *	-0,003	0,09	-0,09	0,52	0,45	0,56	-0,44
N° specie Sirfidi	**0,75***	1	-0,11	-0,008	-0,35	0,3	0,22	0,51	-0,29
N° specie Carabidi	-0,03	-0,11	1	0,34	0,3	-0,24	-0,15	-0,50	0,26
N° specie farfalle	0,09	-0,008	0,34	1	**0,71***	**-0,66***	**-0,70***	-0,18	0,56
N° specie piante	-0,09	-0,35	0,3	**0,71***	1	0,44	-0,55	-0,61	**0,73***
ICSV	0,52	0,3	-0,24	**-0,66***	-0,44	1	**0,96***	0,52	**-0,76***
% copert arborea	0,45	0,22	-0,15	**-0,70***	-0,55	**0,96*****	1	0,54	**-0,86****
% copert Arb-arbust.	0,56	0,51	-0,5	-0,18	-0,61	0,52	0,54	1	-0,80**
% copert Arb-erb.	-0,44	-0,29	0,26	0,56	**0,73***	**- 0,76***	**-0,86****	**-0,80****	1

(Correlazione non parametrica di Sperman).

Tabella 10. Correlazioni fra abbondanza di insetti e biodiversità vegetale. *= P<0.05; **= P< 0.01.

	Sinfiti	Sirfidi	Carabidi	Farfalle	N.specie piante	ICSV	% copert arborea	% copert arbustiva	% copert erbosa
Sinfiti	1	0,53	0,01	0,1	0,11	0,5	0,42	0,45	-0,38
Sirfidi	0,53	1	0,45	-0,2	-0,41	0,41	0,38	0,4	-0,35
Carabidi	0,01	0,45	1	0,2	-0,16	-0,29	-0,18	0,16	?0
farfalle	0,1	-0,2	0,2	1	**0,76***	-0,29	**-0,84****	-0,36	**0,75***
N.specie piante	0,11	-0,41	-0,16	**0,76***	1	0,44	7	-0,61	**0,73***
ICSV	0,5	0,41	-0,29	**-0,76***	-0,44	1	**0,96***	0,52	**-0,76***
% copert Arb	0,42	0,38	-0,18	**-0,84****	-0,55	**0,96*****	1	0,54	**-0,86****
% copert Arb-arbust.	0,45	0,4	0,16	-0,36	-0,61	0,52	0,54	1	-0,80**
% copert. Arb-erb.	-0,38	-0,35	?0	**0,75***	**0,73***	**- 0,76***	**-0,86****	**-0,80****	1

(Correlazione non parametrica di Sperman).

la risposta di questi gruppi alle caratteristiche ecologiche degli ambienti indagati. Si può inoltre osservare dalla figura 13 come il *pattern* di biodiversità dei Sirfidi mostri una forte variazione in funzione della scala di osservazione utilizzata (micro-scala/meso-scala/paesaggio intero). I Carabidi hanno mostrato un andamento molto simile (figura 14).

Le conclusioni sul rapporto fra biodiversità degli insetti e scala di osservazione, possono essere estese anche ai dati botanici (figura 15). Dal grafico 15 si può notare come il *pattern* di variazione della biodiversità per le piante sia molto simile a quello riscontrato per gli insetti.

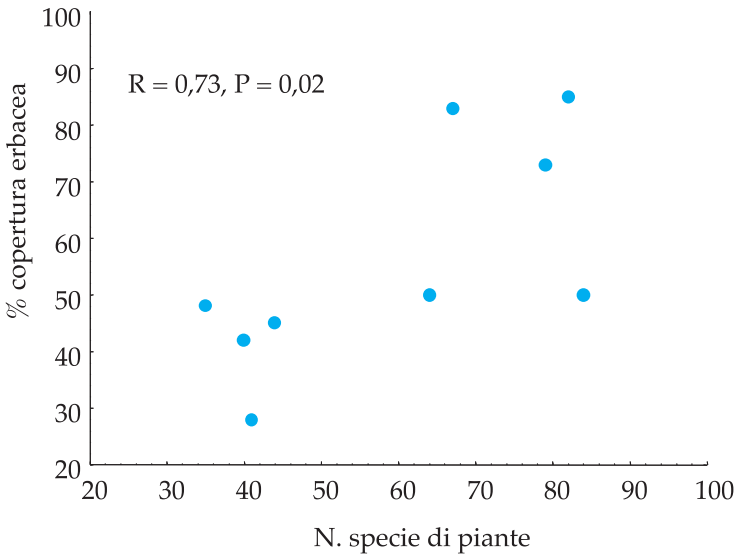


Figura 11. Correlazione fra ricchezza floristica (N° specie piante) e grado di copertura erbosa (% erbe).

Queste considerazioni confermano come dati raccolti a livello puntuale in un'area circoscritta non possano essere estrapolati su una scala maggiore; in altre parole non risulta corretto valutare il paesaggio agrario (macroscala) estrapolando dati raccolti a livello di singoli campi in un'area circoscritta e non rappresentativa del paesaggio intero. La valutazione della biodiversità di paesaggio

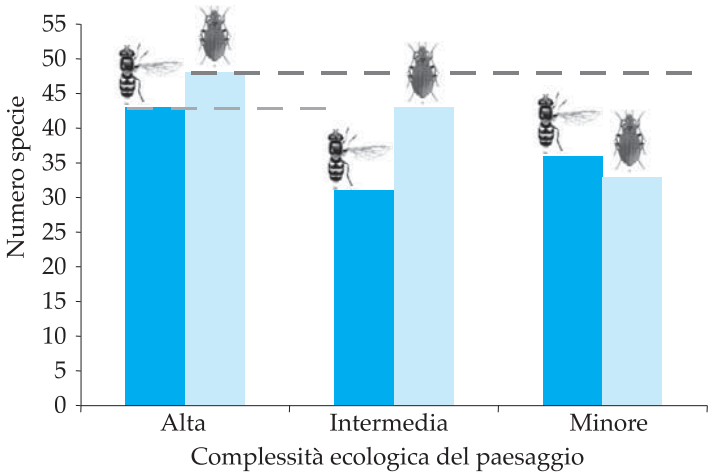


Figura 12. Numero di specie di Carabidi e Sirfidi in funzione della complessità ecologica del paesaggio agrario. Si può notare come il maggior numero di specie di entrambi i gruppi siano state campionate nel paesaggio maggiormente complesso.

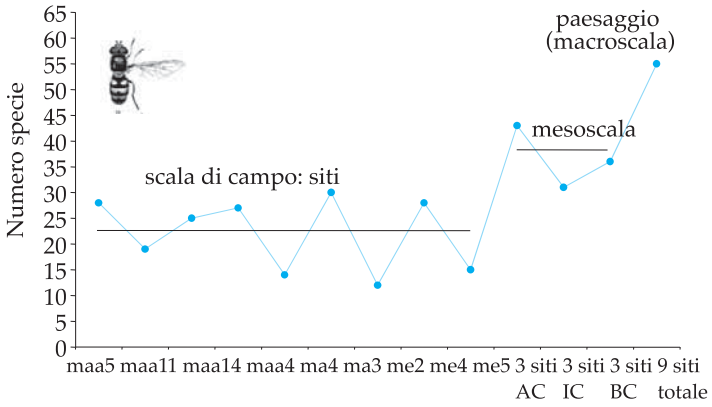


Figura 13. Il grafico mostra l'influenza della scala di osservazione sulla biodiversità (esempio ripostato per i Sirfidi). Relazione tra diversità di ogni sito (*point diversity*), diversità della meso-scala (ogni contesto ecologico è dato dalla somma di tre siti) e diversità di paesaggio (macroscala, somma della diversità in 9 siti), data dalla somma di tutte le specie nel *landscape* totale. Area 1 = maggiore complessità ecologica; Area 2 = intermedia complessità ecologica; Area 3 = minore complessità ecologica.

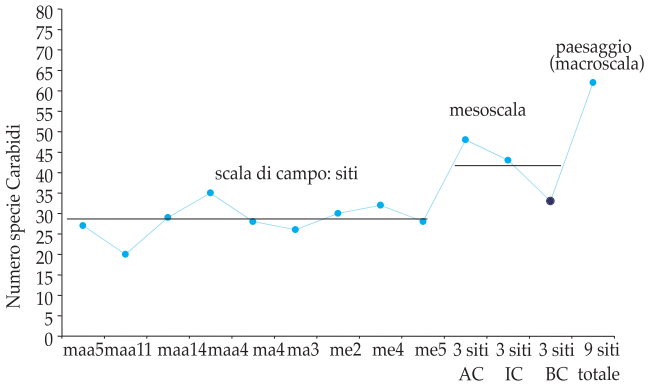


Figura 14. Il grafico mostra l'influenza della scala di osservazione sulla biodiversità per i Carabidi. Vedi didascalia Figura 13 per le spiegazioni.

va quindi ottenuta su reti di campionamento sulla macro-scala, anche se tale approccio implica un aumento dei costi e comporta una maggior complicazione nell'esecuzione del campionamento.

Le nostre conclusioni finali sul rapporto insetti/piante, sono coerenti con il sistema *Syrph the Net*, che offre una valutazione della qualità ambientale in termini di mantenimento della biodiversità. Da tale analisi risulta che due siti necessiterebbero di interventi gestionali mirati a una implementazione della biodiversità locale; negli altri sette siti, invece la biodiversità si esprime su buoni o ottimi livelli, confermando la buona qualità delle reti ecologiche locali e degli habitat connessi. Anche se il sistema *Syrph the Net* mostra buone prospettive e risultati interessanti, è necessaria una validazione del metodo in altre aree agricole e altre zone geografiche. *Syrph the Net* sembra molto adatto per valutazioni della biodiversità locale, in quanto tale sistema è standardizzabile e i risultati ottenuti possono essere facilmente quantificati e confrontati. L'unico ostacolo all'applicazione di *Syrph the Net* è la disponibilità di liste faunistiche locali di Sirfidi. Al momento attuale tale metodo è quindi applicabile agevolmente negli agroecosistemi e in altri ambienti dell'Italia settentrionale (in particolar modo Veneto ed Emilia-Romagna), mentre alcune difficoltà potrebbero nascere per studi in altre aree, la cui fauna sirfidologica è ancora poco conosciuta.

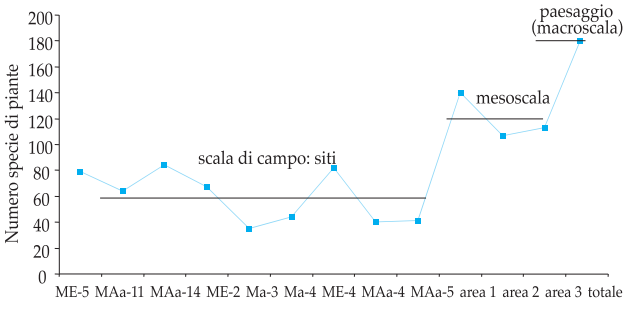


Figura 15. Il grafico mostra l'influenza della scala di osservazione sulla biodiversità delle piante. Vedi didascalia Figura 13 per le spiegazioni.

In conclusione i risultati mostrano che la scelta di un bioindicatore deve essere tarata in funzione della scala di paesaggio, poiché ogni gruppo mostra risposte diverse a seconda del tipo di ambiente. Per un'analisi della biodiversità a livello di paesaggio risulta molto importante anche la standardizzazione del metodo di campionamento: in questa direzione i metodo utilizzati (Malaise per i Sirfidi e trappole a caduta per i Carabidi) si sono mostrati abbastanza pratici ed eseguibili anche da non specialisti. La fase più delicata e faticosa è rappresentata dallo smistamento e selezione in laboratorio del materiale raccolto, che richiede un maggior dispendio di tempo.

Nello studio della biodiversità del paesaggio, la progettazione di una rete di campionamento su macro-scala (es provincia o regione) è un punto fondamentale per una valutazione complessiva della biodiversità animale e vegetale, che dovrà sempre più essere tenuto in considerazione in progetti di questo tipo.

CONCLUSIONI

I biotopi studiati hanno mostrato, pur con forti differenze tra loro, un numero di specie di insetti elevato, considerato che i siti studiati appartengono all'ambiente agrario. In appendice, viene fornita la *check list* completa di tutte le specie campionate nello studio, che potrà costituire una banca dati storica per caratterizzare gli ambienti agrari e per controllare lo stato di salute del territorio.

Molte specie campionate di Carabidi e Sirfidi sono considerate importanti ai fini della lotta biologica conservativa contro fitofagi dannosi in agricoltura. In particolare per i Carabidi, il campionamento mediate il metodo del transetto, ha potuto evidenziare il ruolo dei margini non coltivati (siepe e componente erbacea) nella colonizzazione ciclica di un campo coltivato (nel nostro caso un medicaio): dai dati raccolti è possibile stimare il raggio d'azione di questi insetti a partire dalle infrastrutture ecologiche permettendo a bordo della coltura.

La ricerca realizzata conferma l'importanza delle infrastrutture ecologiche come serbatoi faunistici di organismi utili permettendo inoltre di segnalare numerose specie rare, utili a fini conservazionistici, come per esempio alcune specie nuove per la pianura modenese (*Ophonus melletii, O. diffinis, Anisodactylus signatus, Leistus ferrugineus, Zuphium olens, Agonum permoestum, Lamprias cyanocephala, Harpalophonus italus*). In particolare *O. melletii*, *O. diffinis*, *H. italus*, sono specie rare presenti generalmente in collina ma che possono raggiungere la pianura attraverso le arginature erbose dei fiumi e dei canali, così frequenti nel comprensorio studiato.

Passando ai Sirfidi, sono state campionate due specie rare, *B. scutellaris* e *C. conopsoides*, tipiche di ambienti forestali ben conservati. Queste due catture sono da considerare una vera rarità per gli ambienti agrari. Le larve di queste specie vivono sugli essudati di piante mature e sono considerate buone indicatrici di qualità dell'ambiente. Molto probabilmente la presenza di alberi maturi all'interno di vecchie siepi ha favorito la presenza di tali entità. In generale la Sirfidofauna, nell'area monitorata, è risultata caratterizzata da un elevato numero di specie, considerato che l'ambiente studiato è di tipo agrario. Sempre fra i Sirfidi, *P. hyalopteri* rappresenta una prima segnalazione per l'Italia, anche se è probabile che la sua distribuzione sia più ampia di quanto noto; infatti tale specie è presente anche in altre aree agricole del ferrarese (Sommaggio, dati non pubblicati). La presenza della specie è nota in ambienti con acqua stagnante, ma soprattutto nei frutteti.

I corridoi ecologici negli agroecosistemi di pianura, specialmente se numerosi, ben sviluppati e collegati fra loro a formare un reticolo complesso (maggiore complessità), hanno mostrato per alcuni gruppi (Carabidi e Sirfidi) un numero superiore di specie rispetto alle

altre tipologie ecologiche studiate (intermedia e minore). I Lepidotteri diurni invece sono risultati maggiormente influenzati dai margini erbosi, mentre i Sinfiti sono più numerosi nelle siepi con margine erboso.

Mediante questo studio è stato quindi possibile stilare una banca dati di insetti utili per migliorare la conoscenza delle risorse faunistiche e per verificare la conservazione delle specie rare in aree agricole. La conservazione delle specie animali rare o in via d'estinzione riveste infatti una grande importanza, confermata dalle attuali politiche protezionistiche derivanti dalle più recenti direttive europee. Stimare e quantificare la biodiversità animale e vegetale è inoltre un punto di riferimento essenziale per valutare nel tempo la qualità e l'entità degli interventi antropici nell'ambiente rurale.

I siti caratterizzati da maggior complessità ecologica hanno mostrato il più elevato numero di specie di Carabidi e Sirfidi. Nei Lepidotteri e Sinfiti tale tendenza non è stata invece rispettata: il campionamento di questi gruppi infatti è risultato influenzato maggiormente dalla caratteristiche vegetazionali dei siti.

Da notare che l'applicazione dell'analisi delle componenti principali sui Sinfiti ha rivelato una netta separazione tra gli ambienti, più di quanto rilevato per altri gruppi. In particolare le siepi con margine erboso sono state ordinate separatamente in modo molto netto dagli altri siti. Questo gruppo mostra quindi grandi potenzialità di utilizzo come bioindicatore, anche se sono necessari ulteriori studi in campo agrario che possano permettere maggiori conoscenze faunistiche in tale contesto.

Al di là di queste conclusioni generali, per alcuni casi sono necessarie alcune considerazioni puntuali. All'interno del gruppo di ambienti con siepe e margine erboso, il sito Maa14 sembra formare un ambiente molto peculiare ed unico, come risulta dall'analisi delle corrispondenze sui Sirfidi fra regimi alimentari e siti, e dall'analisi delle componenti principali sui Sinfiti. Questo sito infatti ha mostrato una forte correlazione con il numero di specie fitofaghe di Sirfidi e con le specie di Sinfiti; nella siepe all'interno del sito Maa14 sono state campionate infatti ben 28 specie di Sinfiti, numero quasi doppio rispetto agli altri ambienti. Da questi risultati si deduce come il sito Maa14 sia caratterizzato da un elevato livello di biodiversità vegetale o quantomeno da condizioni predisponenti la presenza delle specie sopraccitate.

Il campionamento con trappole Malaise è risultato molto efficiente, anche se discretamente impegnativo per la separazione del materiale, che dovrebbe essere eseguito da un'equipe di più persone. Nonostante ciò, questo metodo ha permesso di campionare contemporaneamente Sirfidi e Sinfiti, più molti altri gruppi (es. Ditteri Straziomidi) che non sono stati mostrati in questa sede. Le trappole cromotropiche con vischio o liquido spray sono meno costose e risultano molto pratiche, anche se necessitano di un certo lavoro per la separazione del materiale e di campionamenti ravvicinati; da notare anche come gli insetti separati dalla colla risultino spesso danneggiati e rovinati.

Le trappole a caduta sono un sistema di cattura molto utilizzato per Carabidi e altri artropodi del terreno e sono molto pratiche; per contro non permettono stime assolute di densità. Nella nostra ricerca sono risultate comunque efficienti.

In generale possiamo affermare, e il nostro studio ha confermato tale principio, che la biodiversità delle aree rurali è influenzata sia dalla complessità ecologica che dalla struttura vegetazionale delle aree di compensazione ecologica, e come i diversi gruppi campionati mostrino risposte differenziate verso l'una o l'altra componente. Va tenuto comunque sempre presente che la conduzione agronomica degli spazi coltivati adiacenti e vari fattori di disturbo locali (sfalci dei cotichi erbosi, lavorazioni del terreno e trattamenti fitosanitari) possono influenzare qualitativamente e quantitativamente le matrici sulla biodiversità di insetti utili, rendendo a volte complessa l'interpretazione finale dei dati raccolti.

L'utilizzo del programma *Syrph the Net* per la valutazione della qualità dell'ambiente,

ha fornito risultati incoraggianti per l'applicazione di tale metodo anche in altri ambienti rurali italiani. La funzione di mantenimento della biodiversità è risultata solo in due casi su nove inferiore al 50%, (valore soglia per un ambiente degradato). Negli altri casi i siti hanno mostrato valori buoni e in un caso il valore ha superato il 75%, che secondo la filosofia di *Syrph the Net* si può considerare come limite per ambienti in ottime condizioni ecologiche.

Syrph the Net ha mostrato quindi in definitiva buone prospettive di utilizzo negli agroecosistemi italiani e questo metodo potrebbe essere usato da molti utenti (agenzie, enti locali, parchi) per valutazioni qualitative sugli interventi paesaggistici in campo agrario.

APPENDICE

Check list delle specie di insetti rilevate nelle aree di studio.

N.	Lepidotteri Papilionoidei	%	N.	Imenotteri Sinfiti	%
1	Polyommatus icarus (Rottemburg)	23,07	1	Nematus lucidus (Panzer)	23,88
2	Coenonympha pamphilus (L.)	20,12	2	Priophorus rufipes (Serville)	7,84
3	Pieris rapae (L.)	10,92	3	Loderus vestigialis ((Klug)	7,46
4	Plebejus argus (L.)	5,52	4	Sterictiphora angelicae (Panzer)	6,72
5	Colias crocea (Geoffroy)	5,13	5	Athalia cordata Serville	5,60
6	Thymelicus lineolus (Ochsenheimer)	3,84	6	Cladius pectinicornis (Geoffroy)	4,85
7	Melitaea didyma (Esper)	3,51	7	Emphytus calceatus (Klug)	4,85
8	Leptotes pirithous (L.)	2,79	8	Macrophya annulata (Geoffroy)	4,48
9	Inachis io (L.)	2,57	9	Halidamia affinis (Fallén)	4,10
10	Lasiommata megera (L.)	2,40	10	Macrophya alboannulata Costa	3,73
11	Melitaea athalia (Rottemburg)	2,09	11	Nematus myosotidis F.	2,24
12	Vanessa cardui (L.)	1,93	12	Tenthredopsis cf dubia Konow	1,87
13	Pararge aegeria (L.)	1,64	13	Monophadnoides rufricruris (Brullé)	1,87
14	Vanessa atalanta (L.)	1,58	14	Loderus evesmanni (Kirby)	1,49
15	Ochlodes venatus (Bremer et Grey)	1,42	15	Pareophora pruni (L.)	1,49
16	Lycaena phlaeas (L.)	1,31	16	Pristiphora conjugata (Dahlbom)	1,49
17	Polygonia c-album (L.)	1,31	17	Athalia rosae (L.)	1,12
18	Melitaea phoebe (Goeze)	1,01	18	Cladardis elongatula (Klug)	1,12
19	Cupido argiades (Pallas)	0,94	19	Empria excisa (Thomson)	1,12
20	Aricia agestis (Denis et Schiffermuller)	0,90	20	Endelomyia aethiops (Gmelin)	1,12
21	Pyrgus malvoides (Elwes et Edwards)	0,90	21	Metallus pumilus (Klug)	1,12
22	Iphiclides podalirius (L.)	0,80	22	Stauronematus compressicornis (F.)	1,12
23	Lycaena dispar (Haworth)	0,60	23	Arge cyanochrocea (Forster)	0,75
24	Colias hyale (L.)	0,59	24	Caliroa varipes (Klug)	0,75
25	Pieris napi (L.)	0,55	25	Pamphiliinae	0,75
26	Pieris brassicae (L.)	0,53	26	Monostegia abdominalis (F.)	0,75
27	Erynnis tages (L.)	0,43	27	Rhogogaster viridis (L.)	0,75
28	Papilio machaon L.	0,39	28	Taxonus agrorum (Fallén)	0,75
29	Apatura ilia (Denis et Schiffermuller)	0,23	29	Aglaostigma aucupariae (Klug)	0,37
30	Lycaeides idas (L.)	0,23	30	Athalia circularis (Klug)	0,37
31	Pieris edusa (F.)	0,23	31	Athalia liberta (Klug)	0,37
32	Lycaena tityrus (Poda)	0,18	32	Stethomostus fulliginosus (Schrank)	0,37
33	Carcharodus alceae (Esper)	0,16	33	Cladius difformis (Panzer)	0,37
34	Argynnis paphia (L.)	0,04	34	Dolerus germanicus (F.)	0,37
35	Celastrina argiolus (L.)	0,04	35	Dolerus haematodes (Schrank)	0,37
36	Lasiommata maera (L.)	0,04	36	Caliroa cothurnata (Serville)	0,37
37	Spialia sertorius (Hoffmannsegg)	0,04	37	Pontania sp.	0,37
38	Lampides boeticus (L.)	0,02	38	Priophorus brullei Dahlbom	0,37
39	Zerynthia polyxena (Denis et Schiffermuller)	0,02	39	Pristiphora aphantoneura (Forster)	0,37
			40	Pristiphora pallidiventris (Fallén)	0,37
			41	Tenthredo zonula Klug	0,37

Check list delle specie di insetti rilevate nelle aree di studio.

N.	Ditteri Sirfidi	N.	Coleotteri Carabidi	%
1	Anasimyia contracta Claussen & Thorp	1	Pterostichus melas italicus (Dejean)	26,56
2	Anasimyia transfuga (L.)	2	Brachinus psophia Serville	10,76
3	Brachyopa scutellaris Robineau-Desvoidy	3	Calathus fuscipes graecus Dejean	10,33
4	Ceriana conopsoides (L.)	4	Anchomenus dorsalis (Pontoppidan)	9,17
5	Chalcosyrphus nemorum (F.)	5	Poecilus cupreus (L.)	8,01
6	Cheilosia intonsa Loew	6	Brachinus crepitans (L.)	6,93
7	Cheilosia ranunculi Doczkal	7	Pseudoophonus rufipes (Degeer)	6,56
8	Chrysotoxum cautum (Harris)	8	Trechus quadristriatus (Schrank)	4,50
9	Epistrophe eligans (Harris)	9	Harpalus dimidiatus (Rossi)	4,30
10	Epistrophe nitidicollis (Meigen)	10	Harpalus distinguendus (Duftschmid)	1,72
11	Episyrphus balteatus (de Geer)	11	Brachinus plagiatus Reiche	1,06
12	Eristalis arbustorum (L.)	12	Ophonus ardosiacus (Lutshnik)	1,01
13	Eristalis pertinax (Scopoli)	13	Harpalus flavicornis Dejean	0,87
14	Eristalis similis (Fallen)	14	Brachinus sclopeta (Fabricius)	0,72
15	Eristalis tenax (L.)	15	Pterostichus niger (Schaller)	0,66
16	Eristalinus aeneus (Scopoli)	16	Harpalus oblitus Dejean	0,65
17	Eristalinus sepulchralis (L.)	17	Diachromus germanus (L.)	0,63
18	Eumerus amoenus Loew	18	Dinodes decipiens (Dufour)	0,61
19	Eumerus argyropus Loew	19	Scybalicus oblongiusculus (Dejean)	0,52
20	Eumerus sogdianus Stackelberg	20	Harpalus tardus (Panzer)	0,51
21	Eumerus strigatus (Fallen)	21	Ophonus azureus (F.)	0,48
22	Eupeodes corollae (F.)	22	Pterostichus melanarius (Illiger)	0,40
23	Eupeodes latifasciatus (Macquart)	23	Ophonus melletii (Heer)	0,34
24	Eupeodes latilunulatus (Collin)	24	Parophonus mendax (Rossi)	0,32
25	Eupeodes luniger (Meigen)	25	Microlestes maurus (Sturm)	0,24
26	Helophilus pendulus (L.)	26	Gynandromorphus etruscus (Quensel)	0,22
27	Helophilus trivittatus (F.)	27	Microlestes corticalis (Dufour)	0,21
28	Heringia brevidens (Egger)	28	Amara familiaris (Duftschmid)	0,19
29	Heringia vitripennis (Meigen)	29	Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid)	0,17
30	Lejogaster tarsata (Megerle in Meigen)	30	Pterostichus macer (Marsham)	0,17
31	Melanostoma mellinum (L.)	31	Philochthus lunulatus (Fourcroy)	0,15
32	Melanostoma scalare (F.)	32	Microlestes fulvibasis (Reitter)	0,15
33	Meliscaeva auricollis (Meigen)	33	Badister bullatus (Schrank)	0,13
34	Merodon avidus (Rossi)	34	Ophonus puncticeps Stephens	0,07
35	Mesembrius peregrinus (Loew)	35	Brachinus elegans Chaudoir	0,06
36	Myathropa florea (L.)	36	Apotomus rufus (Rossi)	0,05
37	Neoascia interrupta (Meigen)	37	Panagaeus cruxmajor (L.)	0,05
38	Neoascia podagrica (F.)	38	Anisodactylus signatus (Panzer)	0,04
39	Neoascia tenur (Harris)	39	Leistus ferrugineus (L.)	0,04
40	Paragus bicolor (F.)	40	Zuphium olens (Rossi)	0,04
41	Paragus bradescui Stanescu	41	Calosoma auropunctatum (Herbst)	0,03
42	Paragus haemorrhous Meigen	42	Amara aenea (Degeer)	0,03
43	Paragus hyalopteri Marcos-Garcia & Rojo	43	Callistus lunatus (F.)	0,03
44	Paragus pecchiolii Rondani	44	Harpalus anxius (Duftschmid)	0,03
45	Paragus quadrifasciatus Meigen	45	Parophonus hispanus (Rambur)	0,03
46	Parhelophilus versicolor (F.)	46	Pterostichus strenuus (Panzer)	0,03
47	Pipizella maculipennis (Meigen)	47	Agonum permoestum Puel	0,02
48	Pipizella viduata (L.)	48	Carabus granulatus interstitialis Duftschmid	0,02
49	Platycheirus fulviventris (Macquart)	49	Amara similata (Gyllenhal)	0,01
50	Scaeva pyrastri (L.)	50	Lebia humeralis Dejean	0,01
51	Sphaerophoria rueppellii Wiedemann	51	Microlestes minutulus (Goeze)	0,01
52	Sphaerophoria scripta (L.)	52	Paradromius linearis (Olivier)	0,01
53	Syritta flaviventris Macquart	53	Ophonus diffinis (Dejean)	0,01
54	Syritta pipiens (L.)	54	Asaphidion flavipes (L.)	0,01
55	Syrphus ribesii (L.)	55	Asaphidion stierlini (Heyden)	0,01
56	Syrphus torvus Osten-Sacken	56	Chlaeniellus vestitus (Paykull)	0,01
57	Syrphus vitripennis Meigen	57	Harpalophonus italus (Schaum)	0,01
58	Triglyphus primus Loew	58	Harpalus pygmaeus Dejean	0,01
59	Xanthogramma pedissequum (Harris)	59	Lebia scapularis (Fourcroy)	0,01
60	Volucella zonaria (Poda)	60	Parophonus maculicornis (Duftschmid)	0,01
		61	Parophonus planicollis (Dejean)	0,01
		62	Stomis pumicatus (Panzer)	0,01

MONITORAGGIO E GESTIONE DELLA DIVERSITÀ VEGETALE NEGLI AMBIENTI AGRARI INTENSIVI E SEMI-INTENSIVI

Puppi Giovanna[1]

Stato dell'arte
- La diversità vegetale e i suoi livelli
  - *La diversità a livello di organismi*
  - *La diversità a livello di paesaggio*
  - *Frammentazione e margini*
- Fattori che influenzano la diversita' vegetale
  - *Superficie*
  - *Insularità*
  - *Eterogeneità ambientale*
  - *Asprezza ambientale (stress)*
  - *Produttività*
  - *Gradienti temporali e successioni*
  - *Stabilità e perturbazioni*
  - *L'impatto antropico*
- Valutazione della qualita' ambientale attraverso il monitoraggio della diversita' vegetale
  - *Rilievi sulla flora*
  - *Rilievi fenologici*
  - *Rilievi vegetazionali e analisi del paesaggio*

Metodologie di rilievo
- Analisi floristica
  - *Metodi di rilievo floristico*
- Analisi vegetazionale
  - *Metodi di rilievo vegetazionale*
- Analisi fenologiche
  - *Metodi di rilievo fenologico*

Metodi di analisi dei dati
- Analisi floristiche
  - *A) I corotipi*
  - *B) Le forme biologiche delle piante*
  - *C) Gruppi di specie indicatrici di habitat*
  - *D) Specie indicatrici di singoli fattori ecologici*
  - *E) Specie endemiche rare o protette*
- Analisi vegetazionali
  - *A) Elaborazione dei rilievi vegetazionali*
  - *B) Tipizzazione della vegetazione*
  - *C) Valutazione del "valore ambientale"*
- Analisi fenologiche

Proposte di intervento

Bibliografia

Casi di Studio

Ruolo della flora e della vegetazione di siepi e prati per la conservazione della fauna negli agro-ecosistemi della pianura emiliana (Puppi G., Sirotti M., Ubaldi D., Zanotti A. L.)[1]

Ricerche sulla flora spontanea di una azienda agricola emiliana condotta secondo criteri di lotta integrata (Puppi G., Mongardi M.)[1]

[1]Università degli Studi di Bologna, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale (BES).

Stato dell'arte

Gli ecosistemi, anche quelli che appaiono più uniformi e monotoni, sono sistemi estremamente complessi, costituiti da miriadi di individui e numerose specie, ciascuna delle quali occupa un posto particolare nel sistema (nicchia ecologica) ed è il centro di una complessa rete di relazioni con altre specie e con l'ambiente fisico. La varietà degli individui componenti le biocenosi (biodiversità) dunque rappresenta un tratto sostanziale dell'ecosistema perché ne riflette la complessità, anche se in modo semplificato.

L'uso della biodiversità come descrittore ecologico ha avuto grande successo grazie alle sue dimostrate relazioni (MacArthur 1955, Ehrlich e Ehrlich 1981) con la stabilità funzionale degli ecosistemi e quindi con la loro omeostasi (capacità di resistere ad una perturbazione) e resilienza (capacità di riparare i danni di una perturbazione ritornando allo stato iniziale). Inoltre, poichè la biodiversità è un parametro sensibile nei confronti degli stress ambientali e delle situazioni di disturbo antropico, le sue variazioni vengono utilizzate come indici del degrado e della qualità ambientale.

La componente vegetale costituisce la base trofica delle biocenosi e di norma ne forma la maggior parte della biomassa: inoltre, è noto che, sia la struttura che la composizione specifica delle formazioni vegetali, sono altamente predittive delle caratteristiche globali degli ecosistemi (biotiche e abiotiche), tanto che gli habitat usualmente vengono descritti e classificati proprio in base alle caratteristiche della copertura vegetale (CORINE *Biotopes*).

Numerosi studi hanno dimostrato che la diversità della componente vegetale è strettamente correlata con quella animale e con la biodiversità generale (Begon et al. 1989): dunque la fitodiversità risulta essere un buon indicatore della stabilità ecologica e dello "stato di salute" delle cenosi in toto, come pure della presenza di situazioni di "stress" o "disturbo" ambientale.

Per queste ragioni la conoscenza del livello di diversità vegetale degli habitat e del paesaggio è diventato oggi un requisito indispensabile per la descrizione dei sistemi ambientali ed una base di dati essenziale per la gestione sostenibile del territorio.

Come è noto la diversità vegetale è influenzata da vari fattori naturali ed antropici e può essere riferita a vari livelli di scala.

La diversita' vegetale e i suoi livelli

La diversità biologica può essere riferita a vari livelli di scala: diversità genetica, diversità degli organismi e diversità delle biocenosi.

La diversità a livello di organismi

La diversità a livello di organismi riveste un ruolo centrale in quanto è generata dalla diversità genetica ed è la base costitutiva della diversità delle biocenosi (Ferrari 2001).

Generalmente la diversità a livello di organismi si fa coincidere con la diversità specifica, che ricade nell'ambito della diversità tassonomica.

Con il termine di diversità tassonomica si intende la quantità di taxa esistenti in un determinato ambito spaziale (da una singola comunità ad un paesaggio, fino all'intera Terra). La diversità vegetale tassonomica è solitamente identificata con la diversità floristica.

Nell'ambito di una comunità vegetale la diversità viene considerata solitamente sotto due diversi aspetti: la ricchezza specifica (quantità di specie di piante presenti nella comunità) ed l'equiripartizione (*evenness*) delle specie.

Anche se l'utilizzo di questi indici è una prassi consolidata, va sottolineato però che questi parametri attribuiscono implicitamente a ogni specie lo stesso valore: ci si può chiedere dunque se il contributo delle diverse specie di piante componenti una comunità vegetale sia da considerarsi effettivamente uguale.

In primo luogo c'è da valutare il relativo apporto delle specie rare, nei confronti di quelle

più comuni: se da un lato la presenza di una specie rara, numericamente è paragonabile alla presenza di una qualsiasi altra specie, d'altro canto la specie rara è portatrice di un corredo genetico raro, al quale potrebbe essere attribuito un valore maggiore nell'ambito della valutazione della diversità di un sistema.

Un secondo problema riguarda la valutazione, in termini di diversità, di specie affini (appartenenti, per esempio, allo stesso genere) rispetto a specie tassonomicamente lontane, in quanto queste ultime forniscono un apporto di diversità genetica maggiore rispetto a un insieme di specie tra loro affini. Dal punto di vista pragmatico, un modo semplice di tener conto di questo aspetto, consiste nell'affiancare alla valutazione della diversità specifica, quella di livelli tassonomici superiori (ad es. generi, famiglie).

La diversità a livello organismico può essere valutata anche secondo criteri diversi da quello puramente tassonomico: le specie infatti possono essere raggruppate, secondo particolari criteri, in categorie che ne rappresentino le principali caratteristiche ecologiche. Tra le categorie ecologiche più largamente utilizzate ci sono: i corotipi (vedi Pignatti 2001), le forme biologiche delle piante (Raunkiaer 1934), i gruppi di specie indicatrici di tipi di habitat (Ellenberg 1974, Oberdorfer 1970), le categorie RCS (Grime 1979), etc.

La diversità così analizzata nelle sue componenti ecologiche è uno strumento molto sensibile, che permette di rilevare gli effetti di situazioni di stress e disturbo e fornisce informazioni utili alla valutazione della qualità ambientale.

La diversità a livello di paesaggio

La biodiversità ecologica o ambientale è volta a misurare la quantità e la distribuzione degli elementi formativi del paesaggio, che sono rappresentati dalle diverse comunità vegetali.

L' intenso impatto antropico di un dato territorio dà luogo a paesaggi monotoni con bassa diversità ambientale e specifica, mentre l' uso moderato da parte dell'uomo determina paesaggi più o meno variati a seconda delle caratteristiche ambientali e delle ragioni socio-economiche: in questi casi, sia la diversità ambientale che la diversità specifica possono essere elevate (figura 1).

Ogni paesaggio può essere descritto attraverso parametri quali: la numerosità dei tipi di habitat, la dominanza o abbondanza di ciascun tipo, oltre che la forma e dispersione spaziale delle macchie di vegetazione, utilizzando gli stessi metodi usati per lo studio della diversità, della dominanza e della distribuzione spaziale delle specie (Farina 2003).

Anche a livello paesaggistico la diversità può essere analizzata dal punto di vista qualitativo, evidenziando habitat rari, oppure comunità vegetali indicatrici di particolari condizioni ambientali.

L'analisi ecologica del paesaggio è di particolare utilità negli studi volti alla conservazione e gestione ecologica del territorio: molte delle domande che sorgono negli studi di conservazione (ad esempio per l'individuazione di situazioni, condizioni ed interventi adatti a favorire la presenza di una particolare specie) possono essere affrontate efficacemente con analisi di tipo paesaggistico.

Figura 1. Paesaggio collinare submediterraneo, caratterizzato da varietà di habitat e da livelli moderati di disturbo antropico:ci si può attendere che questo territorio ospiti una diversità vegetale elevata.

Frammentazione e margini

Una caratteristica tipica dei paesaggi antropizzati è la frammentazione degli habitat naturali in una serie di piccole isole di vegetazione separate tra loro da ampie distanze: questa situazione determina un incremento degli effetti di margine ed inoltre, se da un lato può limitare la diffusione e la sopravvivenza di alcune specie spontanee, dall'altro può favorire l'ingresso di esotiche invasive.

In un paesaggio composto da habitat frammentati assume particolare rilevanza il problema dei margini. Con il termine di "effetto margine", introdotto da Leopold (1933), si intende la tendenza all'aumento della varietà e della densità alle confluenze delle comunità.

Alcuni margini sono zone di transizione graduale tra sistemi adiacenti: il sistema di margine è definito in questo caso "ecocline" (Whittaker 1960). Un ecocline è caratterizzato da variazioni graduali dei fattore ambientali e generalmente contiene molte specie dei sistemi adiacenti e alcune specie proprie: la sua diversità specifica è, quindi, più alta di quella dei sistemi adiacenti. Uno degli ecoclini più importanti è costituito dai margini forestali: in vari studi è stato evidenziato come il margine forestale comporti un aumento della diversità specifica (Brosofske et al. 1999, Puppi et al. 2004).

Altri margini sono, invece, zone di forti variazioni e stress ambientali (di tensione), interposte tra due sistemi ambientali: in questo caso il sistema di margine è definito "ecotone" (Ferrari 2001). La diversità negli ecotoni generalmente è intermedia o minore rispetto alla diversità delle comunità adiacenti.

Alla luce di queste osservazioni, si può affermare che un territorio omogeneo può incrementare la sua diversità ecologica e anche specifica in seguito alla frammentazione dell'habitat dominante (matrice), tuttavia se la frammentazione degli habitat supera certi limiti, ne consegue una riduzione della diversità. Sebbene, infatti, l'incremento del margini tra habitat diversi spesso aumenti la diversità specifica, la riduzione della grandezza degli habitat, di contro, tende a ridurla. Teoricamente, quindi, il massimo di diversità si ha quando le "macchie" di habitat sono grandi, ed il rapporto tra margini e area è alto.

In conclusione è importante sottolineare come l'eccessiva frammentazione degli habitat aumenti considerevolmente il rischio di estinzioni. La frammentazione può essere mitigata almeno in parte con la realizzazione di corridoi che collegano i diversi nuclei delle popolazioni di piante e animali (Farina 2003).

Fattori che influenzano la diversita' vegetale

I fattori che influenzano la biodiversità sono di tipo ambientale, biologico e antropico.

Superficie

Vari studi sull'andamento della ricchezza di specie rispetto all'aumento dell'area, nell'ambito delle comunità vegetali, hanno portato alla generalizzazione di Preston (1962) nota come "distribuzione log-normale", per la quale esiste una relazione lineare tra il logaritmo del numero delle specie (S) ed il logaritmo dell'area (A) occupata dalla vegetazione in esame (log S= z log A + log k): il valore del coefficiente di regressione della retta log-normale, generalmente indicato come z, nella maggioranza dei casi indagati oscilla intorno a 0,25 (Rosenzweig 2000); secondo alcuni autori il valore di z dipenderebbe dalla scala e dall'habitat (Crawley e Harral 2001) con valori bassi (tra 0,1 e 0,2) per aree molto piccole (mq) o molto grandi e valori alti (tra 0,4 e 0,5) per superfici comprese tra 1 ha e 10 kmq (figura 2).

La relazione log-normale tra ricchezza specifica e superficie comporta che generalmente la densità di specie diminuisca con l'aumentare della superficie. Ne segue che le aree più vaste appaiono più povere di biodiversità per unità di superficie: ad esempio una siepe di 100 mq contiene 50 specie di piante, l'azienda agricola padana di 10 ettari in cui è compresa

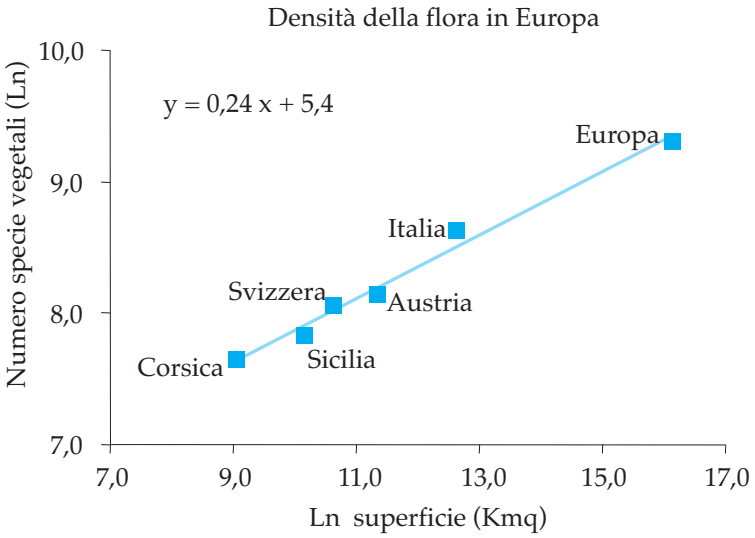


Figura 2. In generale si osserva una relazione lineare tra il logaritmo del numero delle specie vegetali (S) ed il logaritmo dell'area territoriale (A) considerata (log S= z log A + log k): il valore del coefficiente di regressione della retta log-normale (z), nella maggioranza dei casi oscilla intorno a 0,25 (Rosenzweig 2000): a titolo di esempio viene presentato l'andamento della ricchezza floristica di diverse regioni o stati europei in rapporto alla loro superficie.

la siepe contiene 250 specie, la regione (Emilia-Romagna) di 22.000 kmq, in cui si trova l'azienda, annovera 2400 specie, la nazione (Italia) di circa 300.000 kmq ne conta poco meno di 6000 e infine il continente (Europa) di oltre 10.000.000 kmq conta poco più di 11.000 specie di piante.

La diminuzione del rapporto specie/area con l'aumento della superficie, si osserva anche a livello di singole comunità vegetali, e corrisponde allo stabilizzarsi del numero di specie dopo una rapida crescita iniziale, via via che aumenta la superficie esaminata.

Insularità

Con il termine di "isole ecologiche" ci si riferisce ad aree fortemente delimitate dal punto di vista ecologico rispetto al contesto dominante (Ferrari 2001).

Il ruolo svolto dall'"insularità" nei confronti della diversità specifica si concretizza attraverso alcune caratteristiche proprie delle isole: a) la ridotta gamma di risorse offerte; b) la vulnerabilità delle piccole popolazioni, con conseguente elevato tasso di estinzioni; c) la difficoltà di ingresso di nuove specie o di reingresso di quelle estinte (bassa immigrazione). Tutto questo porta, generalmente, ad una minore diversità nelle comunità insulari: in particolare, la ricchezza in specie delle isole, se da un lato aumenta con la superficie insulare, dall'altro decresce esponenzialmente con la distanza dal "continente" (MacArthur e Wilson 1967). Da ciò deriva che le isole di vegetazione grandi hanno un numero maggiore di specie rispetto alle isole piccole ed inoltre che, poichè il numero di specie di una comunità vegetale deriva dall'equilibrio tra immigrazioni ed estinzioni, le isole lontane sono più povere di quelle tra loro vicine.

Eterogeneità ambientale

La biodiversità, in linea teorica, è direttamente proporzionale alla eterogeneità ambientale: un paesaggio ad elevata eterogeneità, composto da una varietà di habitat (e quindi anche di nicchie ecologiche) è in grado di sostenere un maggior numero di specie rispetto ad ambienti più uniformi (Begon et al. 1989).

Asprezza ambientale (stress)

Secondo una delle definizione più condivise, un ambiente si dice estremo se richiede, nelle specie che ospita, "adattamenti morfologici o biochimici che non si trovano nella maggior parte delle specie a queste affini". Di conseguenza è ragionevole aspettarsi che un ambiente di questo tipo sia in grado di sostentare un limitato numero di specie (Begon et al. 1989).

Gli studi sulle comunità vegetali hanno evidenziato come gli ambienti 'stressati', cioè con fattori ambientali fortemente limitanti, siano caratterizzati da comunità vegetali a bassa ricchezza specifica ed elevata equiripartizione: il limite ecologico favorisce poche specie che

tendono ad avere frequenze simili (il livello di competizione è molto basso); di contro, ambienti con condizioni ecologiche poco limitanti, tendono ad avere un'elevata ricchezza specifica ed una bassa equiripartizione, dovuta alla presenza di poche specie dominanti molto più frequenti delle altre.

Produttività

In generale si assiste ad un incremento della diversità all'aumentare della produttività, però in alcuni casi è stata evidenziata una diminuzione della diversità al crescere della produttività ("paradosso dell'arricchimento"). Recenti studi (Dupré et al. 2002) supportano l'ipotesi di un andamento non lineare della ricchezza specifica rispetto alla produttività: i valori più elevati di ricchezza specifica si incontrano a valori intermedi di produttività (figura 3).

Infatti gli habitat altamente produttivi tendono a favorire la dominanza di poche specie altamente competitive, che con la loro aggressività contrastano lo sviluppo delle altre specie.

Gradienti temporali e successioni

Un particolare andamento della diversità specifica è stato riscontrato negli studi sulle successioni temporali delle fitocenosi.

In vari studi su successioni secondarie instauratesi dall'abbandono di coltivi, si è notato che la diversità specifica, nella fattispecie la ricchezza specifica, subisce un primo temporaneo aumento, dovuto all'insediamento di specie "opportuniste o ruderali " (infestanti annuali), seguito poi da un decremento numerico causato dalla diminuzione dei nutrienti e dal conseguante declino delle specie opportuniste; a questa fase segue un nuovo incremento lento e regolare, che però col tempo tende a rallentare, fino a stabilizzarsi intorno ad un valore costante di biodiversità: in questa ultima fase, a causa della diminuzione di risorse disponibili e della crescente competizione interspecifica, risultano favorite specie perenni a ciclo lungo (Ferrari 2001).

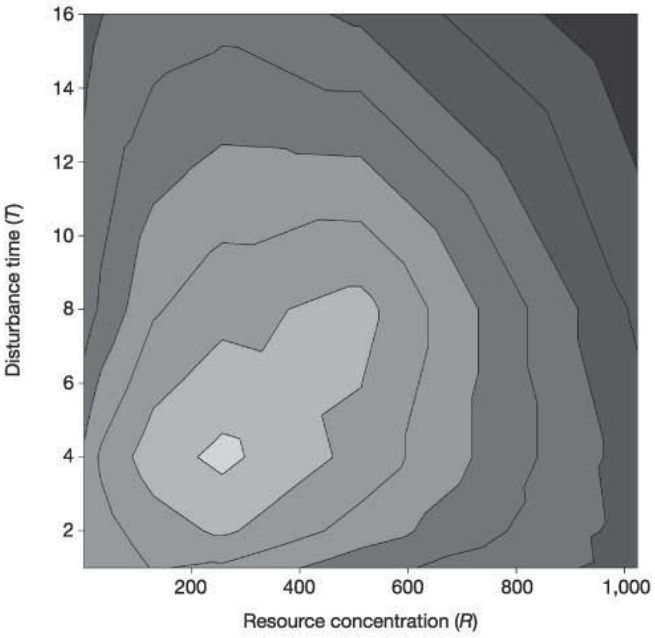


Figura 3. I valori più elevati di ricchezza specifica (grigio chiaro) si incontrano in situazioni ambientali caratterizzate da a valori intermedi di fertilità-produttività e di disturbo moderato (da Kassen et al. 2004).

Durante la successione, quindi, i cicli biologici delle specie dominanti tendono a seguire un modello prevedibile: i primi colonizzatori sono specie a vita breve, rapido accrescimento e riproduzione precoce (specie a strategia r secondo MacArthur e Wilson 1967), mentre negli stadi più avanzati delle successioni tendono a prevalere le specie a vita più lunga, da biennali a pluriennali, più competitrici e maggiormente "stress tolleranti" rispetto alle prime (specie a strategia k).

Stabilità e perturbazioni.

Una perturbazione è un evento insolito in quella che è la normalità: in senso ecologico è un evento che altera temporaneamente l'equilibrio dell'ecosistema. In un ambiente stabile, cioè in assenza di perturbazioni, la ricchezza specifica è regolata dall'esclusione competitiva e dai flussi migratori. Un ambiente stabile dunque ospita specie competitive (infatti è probabile che sia raggiunta la capacità portante e che la comunità sia dominata dalla competizione, con conseguente esclusione di alcune specie) e molto specializzate, però

poco adatte a superare forti perturbazioni. Il verificarsi di perturbazioni comporta, evidentemente, uno scostamento da questa situazione, con vari scenari possibili: a frequenze elevate di perturbazione, la diversità viene ridotta da estinzioni di specie che sono incapaci di riprendersi abbastanza tra una perturbazione e la successiva, mentre, a frequenze intermedie di perturbazione, la velocità di esclusione competitiva diminusce e si possono aprire spazi per l'ingresso di altre specie, con incremento della biodiversità.

Secondo alcuni autori (Huston 1979) i sistemi periodicamente perturbati, chiamati "ecosistemi non equilibrati", tendono ad avere una più alta diversità di specie rispetto agli "ecosistemi equilibrati" dove dominanze ed esclusione competitiva sono più intensi.

L'impatto antropico

Gli effetti dell'uomo sulla biodiversità possono essere riuniti in due grandi categorie: azioni che determinano modificazioni o distruzione degli habitat e azioni che influiscono sulle singole specie (prelievo, eliminazione, introduzione, etc).

La prima categoria riguarda le modificazioni dell'habitat e, di conseguenza, dei processi ecologici. Questi effetti sono catalogabili come "disturbi e stress" (Grime 1979). "Disturbi" sono quelle azioni che portano alla distruzione di biomassa, come l'incendio, il taglio della vegetazione. Gli "stress" causano, invece, una persistente bassa produzione di biomassa: è il caso degli inquinamenti cronici di atmosfera e suolo. Mentre lo stress ambientale porta di norma ad una diminuzione della biodiversità, il disturbo può avere conseguenze più complesse, e, come è stato detto riguardo alle perturbazioni, a seconda dell'intensità del fenomeno si possono avere diminuzioni ma anche aumenti (temporanei) della diversità: in vari casi si sono osservati valori molto elevati di diversità specifica in cenosi sottoposte a disturbo di intensità moderata (Figura 3).

La seconda categoria riguarda il prelievo eccessivo di specie spontanee (rarefazione, estinzione) e l'ingresso di specie alloctone (naturalizzazione, invasioni, ibridazione con le autoctone).

L'azione dell'uomo, in innumerevoli occasioni, ha portato alla perdita di biodiversità: la salvaguardia della diversità biologica va ricercata in una maggiore e più approfondita conoscenza degli aspetti ecologici degli ambienti naturali e in una più attenta valutazione delle relazioni esistenti tra una specie e l'altra e tra una comunità e l'altra.

Valutazione della qualita' ambientale attraverso il monitoraggio della diversita' vegetale

Per analizzare gli agroecosistemi dal punto di vista ecologico ed individuarne lo stato di artificializzazione (degrado-naturalità) bisogna effettuare rilievi sulla flora, sulla vegetazione e sul paesaggio.

Rilievi sulla flora

Lo studio floristico consiste nel censimento di tutte le specie vegetali presenti nell'area in studio. I dati raccolti permettono di calcolare la fitodiversità del territorio, che può essere raffrontata con altri casi, oppure con lo stesso territorio in epoche passate: la diversità può essere considerata dal punto di vista tassonomico e anche ecologico (gruppi ecologici di specie). Queste analisi come si è visto possono evidenziare condizioni di stress e disturbo subite dalla flora e fornire stime del livello di antropizzazione (Emerobia). L'indice di Emerobia per una specie vegetale esprime il suo grado di adattamento al disturbo secondo una scala di dieci stadi: Kowarik (in Sukopp et al. 1990) ha introdotto tale indice calcolando la frequenza percentuale della specie nei diversi tipi di ambiente, da quello più naturale a quello più antropizzato.

Le indagini floristiche inoltre consentono di individuare eventuali elementi di pregio naturalistico (specie rare o protette) o ecologico (specie nutrici, specie chiave per l'ecosistema).

Rilievi fenologici

Ai rilievi floristici, in certi casi è consigliabile affiancare serie di osservazioni fenologiche sui ritmi vegetativi e/o riproduttivi della flora: questi dati possono essere usati per programmare la gestione degli spazi naturali in modo da favorire la presenza di entomofauna utile.

Rilievi vegetazionali e analisi del paesaggio

Come si è detto nell'introduzione, la diversità vegetale va considerata a diversi livelli: oltre il livello della flora, è utile esaminare anche quello delle fitocenosi e del paesaggio vegetale.

I tipi di vegetazione degli habitat naturali o seminaturali, la loro varietà e la relativa distribuzione territoriale, sono informazioni fondamentali per caratterizzare un territorio.

Se da un lato la diversità floristica di una zona è strettamente dipendente dal numero di tipi vegetazionali diversi, questi a loro volta, a seconda del loro livello di emerobia (Sukopp et al. 1990) testimoniano la qualità naturale del territorio.

Inoltre, come nel caso delle specie rare, anche tra le fitocenosi si possono riscontrare delle tipologie rare e di interesse conservazionistico (Direttiva 92/43/CEE "Habitat").

Lo studio dei tipi di vegetazione, dei loro rapporti seriali (successioni vegetazionali) e catenali (contatti spaziali), del loro stato di naturalità o degrado, non dovrebbe essere disgiunto dall'analisi della loro abbondanza, copertura e *pattern* di distribuzione (carta della vegetazione reale).

Alla carta della vegetazione, in ambiente GIS, possono essere applicate le tecniche di analisi dell'Ecologia del Paesaggio (Farina 2003), che, ad esempio, permettono di ipotizzare le conseguenze di diversi scenari di trasformazione dell'uso del suolo.

Metodologie di rilievo

Viene presentata una breve descrizione delle principali metodologie utilizzate per il rilevamento e censimento degli aspetti formali e funzionali della flora e della vegetazione.

Analisi floristica

Con il termine di flora di intende la lista delle specie che complessivamente si trovano in un determinato territorio. Eseguire un'analisi floristica, quindi, significa raccogliere ed identificare gli esemplari delle diverse specie rinvenute in natura.

Le analisi floristiche forniscono una grande quantità di informazioni utili alla caratterizzazione di un territorio. Il risultato più immediato è la valutazione della ricchezza in specie (numero di specie presenti), che è un buon indicatore della biodiversità globale.

Gli elenchi floristici possono essere poi analizzati dal punto di vista qualitativo, enucleando singole specie di particolare interesse o gruppi di specie indicatrici da utilizzare per indagini ecologiche indirette.

Metodi di rilievo floristico

I rilievi floristici consistono nello stilare un elenco completo delle specie di piante presenti nel territorio in studio. Le piante vengono identificate in campo o in laboratorio grazie all'uso di manuali denominati Flore (ad es. Pignatti 1982) e al confronto con campioni già identificati e conservati in erbari.

Analisi Vegetazionale

Con il termine vegetazione si intende l'insieme delle comunità vegetali (o fitocenosi) di un determinato territorio.

Per eseguire una analisi vegetazionale occorre individuare in via preliminare le diverse

fitocenosi di cui è composta la copertura vegetale di un territorio, basandosi soprattutto sulla struttura e fisionomia della vegetazione. Per struttura si intende sostanzialmente la stratificazione della vegetazione (strato arboreo, arbustivo ed erbaceo) e le caratteristiche dimensionali medie degli strati (ad es. altezza delle piante, copertura del fogliame, etc.), mentre la fisionomia riguarda le specie dominanti che caratterizzano l'aspetto della comunità (ad esempio: pioppeto, saliceto, canneto).

Dopo aver individuato sul terreno le fitocenosi da studiare, bisogna analizzarle e verificarne la omogeneità mediante i rilevamenti in campo e la successiva elaborazione dei dati raccolti; infine si procede al confronto con situazioni note in bibliografia per giungere alla tipizzazione.

Tra gli approcci metodologici più seguiti in Europa per lo studio della vegetazione, il metodo fitosociologico di Braun-Blanquet (1964) risulta essere quello che fornisce il maggiore contenuto informativo in termini ecologici.

L'oggetto del rilevamento fitosociologico è il popolamento elementare (fitocenosi omogenea), definito come un tratto di vegetazione uniforme in termini di struttura, fisionomia e composizione floristica (elenco completo delle specie di piante presenti); per individuare praticamente un popolamento elementare in campo, è opportuno fare riferimento a superfici che presentino omogeneità topografica (stessa quota, esposizione ed inclinazione del suolo) ed edafica (stesso tipo di substrato pedologico), in quanto l'uniformità floristica è in relazione all'uniformità dei fattori ecologici cui le piante sono sensibili.

La tipologia elementare della vegetazione è indicata con il nome di associazione vegetale: ogni associazione vegetale è caratterizzata dalla presenza di alcune specie di piante (specie caratteristiche e differenziali, per la cui presenza si distingue dalle altre associazioni) ed è rappresentata da una determinata combinazione di specie, che viene individuata come modello statistico, basato sull'analisi di un buon numero di campionamenti (rilievi fitosociologici) effettuati su popolamenti elementari simili tra loro.

Metodi di rilievo vegetazionale

Il rilievo fitosociologico è la descrizione standardizzata di un popolamento elementare; va eseguito su una superficie pari almeno all'area minima (la superficie più piccola entro cui si ritrova la composizione specifica della fitocenosi) in modo da evitare il sottocampionamento: questa superficie corrisponde al punto di flesso della curva specie/area, oltre il quale l'aumento del numero delle specie tende ad annullarsi (figura 4).

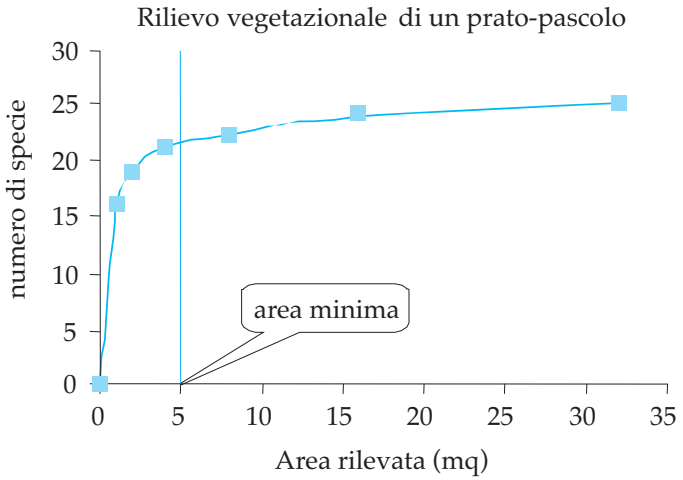


Figura 4. Andamento della curva specie/area, che rappresenta la relazione tra il numero di specie riscontrate durante un rilievo fitosociologico della vegetazione e la superficie esaminata. Ogni rilievo va eseguito su una superficie pari almeno all'area minima, che corrisponde al punto di flesso della curva specie/area, oltre il quale l'aumento del numero delle specie tende ad annullarsi.

Nel momento in cui vengono eseguiti i rilevamenti in campo su una comunità vegetale occorre considerare l'andamento della curva sopra descritta: infatti, è necessario che il campionamento si svolga su una superficie non esigua per evitare che il campione sia poco rappresentativo della comunità stessa. La individuazione dell'area minima dunque, viene fatta durante il rilievo stesso, con la tecnica degli incrementi successivi (raddoppio) della superficie rilevata.

I valori medi dell'area minima dei

popolamenti elementari variano da pochi metri quadrati per i prati fino ad alcune centinaia di metri quadrati per le formazioni forestali (Ubaldi 2003, Chytry 2001).

Un rilievo fitosociologico consiste nella raccolta dei seguenti dati:

- intestazione : numero d'ordine del rilievo, la data e la località;
- dati di stazione: altitudine, inclinazione, esposizione, tipo di substrato, fisionomia della vegetazione ed eventuali evidenze di intervento antropico;
- struttura delle vegetazione: copertura percentuale di ciascuno strato vegetazionale (arboreo, arbustivo ed erbaceo), altezza degli strati e diametro dei tronchi degli alberi;
- elenco floristico con relativo indice di abbondanza-dominanza.

I nomi delle specie vanno scritti separatamente per ciascun strato, ripetendo quelle che si trovano in più strati; le specie non note vanno contrassegnate con una sigla e raccolte, per poterne effettuare la determinazione in un secondo tempo.

Accanto al nome della specie va riportato l'indice di abbondanza-dominanza della scala di valutazione di Braun-Blanquet, come di seguito indicato:

Indici di Braun-Blanquet	
5	Specie che ricopre dal 75% al 100% della superficie del rilievo
4	Specie che ricopre dal 50% al 75%
3	Specie che ricopre dal 25% al 50%
2	Specie che ricopre dal 5% al 25%
1	Specie con copertura inferiore al 5%, ma rappresentata da numerosi individui
+	Specie con copertura inferiore al 5% e rappresentata da pochi individui

Analisi fenologiche

La fenologia vegetale (chiamata anche fitofenologia) è la scienza che studia i fenomeni periodici nelle piante, che si manifestano con evidenti mutamenti del loro aspetto nel tempo: dunque, sono di pertinenza della fitofenologia i fenomeni riconducibili allo "sviluppo" delle piante e alle modificazioni periodiche dei loro organi (rami, foglie, fiori).

Lo sviluppo di una pianta è un fenomeno continuo nel tempo, che però, per ragioni pratiche, dall'osservatore viene considerato come una successione di diverse fasi (fasi fenologiche o fenofasi).

Oggetto delle osservazioni fitofenologiche sono appunto le fasi di sviluppo di una pianta: ad esempio, il momento della schiusura delle gemme, il susseguirsi delle fasi della distensione fogliare, dell'ingiallimento e caduta delle foglie, l'andamento della fioritura e della fruttificazione.

Ogni rilevazione fenologica è composta necessariamente da diversi tipi di informazioni:

a) l'identità dell'individuo osservato (fenoide);
b) la fase fenologica dell'individuo osservato (fenofase);
c) il momento in cui è stata fatta l'osservazione (tempo);
d) il luogo di rilievo (stazione fenologica).

Metodi di rilievo fenologico

Le modalità di rilevamento dei dati fenologici costituiscono una parte di cruciale importanza sia nelle singole attività di ricerca come in quelle di monitoraggio territoriale.

In base alla ormai consolidata esperienza internazionale in questo campo (Schnelle e Volkert 1964, Lieth 1974), si è giunti alla individuazione di una metodologia di rilevamento efficace (Schirone 1989, Malossini 1993).

Durante il periodo di attività vegetativa delle piante, i rilievi devono essere effettuati con periodicità almeno decadale nella medesima stazione.

Le osservazioni devono essere effettuate su un adeguato numero di individui: nel caso di specie spontanee da 5 a 25 individui per le piante legnose e da 20 a 80 individui per le erbacee, mentre nel caso di cloni o cultivar sono sufficienti poche ripetizioni (minimo 3). A ciascun individuo deve essere attribuita una delle fenofasi contemplate in una chiave di rilevamento appropriata.

Le fenofasi vengono registrate usualmente mediante delle chiavi fenologiche: queste consistono in serie di stadi fenologici (o fenofasi) sinteticamente descritti che rappresentano nei tratti essenziali lo svolgersi di un evento fenologico, quale la fioritura, fruttificazione o fogliazione.

Nell'ampia scelta di chiavi fenologiche disponibili in letteratura segnaliamo, oltre alla classica chiave delle fioriture di Marcello (1935), le chiavi (vegetativa e generativa) adottate dalla rete dei Giardini Fenologici Italiani (Malossini 1993) e la complessa chiave BBCH, sviluppata per le colture agricole (Meier 1997) e molto seguita a livello internazionale.

Chiave di rilevamento dei giardini fenologici italiani (Puppi Branzi 1993).

GFI	Scala vegetativa	GFI	Scala riproduttiva
V01	gemme in riposo	R01	boccioli presenti ma poco sviluppati
V02	gemme rigonfie prossime alla schiusura	R02	boccioli prossimi alla chiusura, rigonfi con petali visibili
V03	gemme rigonfie e gemme aperte con foglie ripiegate	R03	boccioli rigonfi e fiori aperti
V04	gemme aperte insieme a foglie giovani con lembo disteso	R04	piena fioritura: boccioli, fiori aperti e fiori sfioriti
V05	foglie giovani a lembo disteso	R05	inizio sfioritura: fiori aperti e fiori appassiti
V06	foglie giovani insieme a foglie adulte	R06	completa sfioritura: tutti i fiori appassiti
V07	foglie adulte	R07	allegagione: inizio ingrossamenti ovari
V08	inizio della decolorazione fogliare	R08	inizio fruttificazione: ovari ingrossati e pochi frutti immaturi
V09	foglie prevalentemente decolorate	R09	frutti evidenti ma in prevalenza immaturi (pochi frutti maturi)
V10	inizio disseccamento foglie	R10	culmine della fruttificazione: la maggior parte dei frutti maturi
V11	foglie prevalentemente disseccate	R11	frutti in parte caduti, degenerati o secchi
V12	inizio caduta foglie	R12	presenza di soli frutti residui
V13	foglie prevalentemente cadute		
V14	pianta completamente spoglia		

Metodi di analisi dei dati

Analisi floristiche

Vengono qui concisamente illustrate le principali metodologie di analisi dei dati per la caratterizzazione floristica di un territorio: analisi dei corotipi, delle forme biologiche, delle specie indicatrici, rare, endemiche, protette ecc.

A) I corotipi

L'insieme di dati floristici relativi ad ampi territori permette di individuare l'areale delle specie (per areale di una specie si intende l'insieme delle zone in cui la pianta è presente naturalmente e stabilmente). L'uomo ha interferito nella distribuzione di alcune specie aumentandone l'areale, si parla in questi casi di distribuzione secondaria (quella indotta), mentre quella naturale è detta distribuzione primaria. Gli areali simili sono raggruppati in corotipi o tipi corologici (Endemiche, Stenomediterranee, Eurimediterranee, Mediterraneo-Montane, Eurasiatiche, Atlantiche, Orofite Sudeuropee, Boreali, Cosmopolite (vedi Pignatti 1982).

I corotipi, sono il risultato delle capacità di adattamento e dispersione delle specie, del clima attuale e delle vicende storiche passate (ad es. del periodo post-glaciale).

I relativi corotipi quindi possono essere uno strumento di indagine ambientale, poiché, almeno in parte, riflettono la distribuzione dei principali fattori climatici (temperatura e piovosità).

B) Le forme biologiche delle piante

Le forme biologiche sono categorie stabilite in base al significato ecologico dell'habitus: con questo termine si intende la forma complessiva di una pianta, determinata dalle dimensioni, dal portamento, dalla consistenza, dalla durata del ciclo biologico, ecc.. L'importanza dell'habitus nasce dalla considerazione che esso è una componente fondamentale dell'adattamento della pianta all'ambiente in cui vive: piante aventi un aspetto simile sono caratteristiche di ambienti simili.

Nelle forme biologiche secondo Raunkiaer (1934) è posta in risalto la posizione delle gemme rispetto al suolo come carattere adattativo fondamentale rispetto al clima. Le forme biologiche di Raunkiaer sono:

Fanerofite (Ph): piante legnose perenni (alberi, arbusti, liane) in cui le gemme sono portate ad un'altezza maggiore di 30-50 cm rispetto al suolo; questo le rende particolarmente esposte ai rigori del clima;

Camefite (Ch): piante perenni (piccoli arbusti, suffruttrici, piante erbacee) in cui le gemme sono portate ad un'altezza inferiore ai 30-50 cm dal suolo; le asperità del terreno e la vicinanza di piante di maggiori dimensioni possono conferire loro protezione dagli agenti atmosferici;

Emicriptofite (H): piante erbacee perenni e bienni che portano le gemme a livello della superficie del suolo; i cascami, il manto nevoso e le piante vicine conferiscono loro protezione dagli agenti atmosferici;

Geofite (G): piante erbacee perenni che portano le gemme sugli organi ipogei (rizomi, bulbi): durante la stagione avversa perdono completamente la loro porzione epigea.

Terofite (T): piante annuali, stagionali o effimere, che con l'approssimarsi della stagione sfavorevole concludono il loro ciclo vitale.

Le piante acquatiche, ripartite in Idrofite(I) totalmente immerse, ed Elofite (He) parzialmente emerse, sono per certi aspetti accostabili alle Geofite.

Il numero delle specie presenti per ogni forma biologica rispetto al totale delle specie presenti è indicato come spettro biologico (vedi Ubaldi 2003).

Le forme biologiche delle piante possono essere uno strumento di indagine ambientale, poiché rappresentano categorie di strategie vitali nei confronti dell'ambiente.

Lo spettro biologico di una flora fornisce indicazioni sul bioclima, sulla naturalità della copertura vegetale e sul livello di disturbo. In Italia predominano le piante erbacee: per motivi climatici le emicriptofite sono abbondanti soprattutto al Nord mentre le terofite sono diffuse specialmente al Sud; però una quantità di terofite superiore alla media territoriale è indice di disturbo; in una situazione di forte impatto antropico il rapporto tra le categorie cambia drasticamente rispetto alle proporzioni attese in favore delle terofite. Le fanerofite e le geofite sono abbondanti in territori boscosi e quindi la loro abbondanza è generalmente correlata alla naturalità del territorio.

C) Gruppi di specie indicatrici di habitat

Nell'ambito dell'elenco floristico le "specie caratteristiche" di determinati tipi di vegetazione (Ellenberg 1974, Oberdorfer 1970, Ubaldi 2003) possono essere utilizzate per caratterizzare l'area studiata. Ad esempio, per il paesaggio agrario della pianura si possono distinguere, oltre alle specie di ampia valenza ecologica, i seguenti gruppi di specie stenoecie indicatrici ambientali:

Specie Nemorali – comprendente gli alberi, gli arbusti e le piante erbacee tipiche delle formazioni boschive: in questo gruppo sono comprese per lo più specie sciafile che si trovano

solo sporadicamente negli spazi aperti.
Specie di Mantello, ed Orletto – comprendente le specie arbustive ed erbacee tipiche delle radure, del mantello e dell'orletto dei boschi.
Specie di Prato – comprendente specie erbacee eliofile, caratteristiche dei prati da sfalcio, delle banchine erbose o delle postcolture invecchiate.
Specie Ruderali – comprendente specie che indicano la presenza di 'disturbo', normalmente legato alle attività antropiche. In questo gruppo sono comprese le infestanti e le piante nitrofile tipiche delle colture, delle postcolture recenti, dei margini di vie.
Specie di vegetazione igrofila – in questo gruppo sono comprese specie igrofile o idrofile che vivono in ambienti inondati o con elevato contenuto idrico del suolo.

D) Specie indicatrici di singoli fattori ecologici

I fattori ecologici corrispondono a varie condizioni, fisiche, chimiche, biotiche, che agiscono direttamente sulla vita delle piante, influenzandone la fisiologia nelle diverse fasi del loro ciclo biologico e producendo, come effetto più drastico, l'esclusione da determinati ambienti e comunità vegetali.

I fattori si identificano in gran parte con le condizioni imposte dal clima, dalla geomorfologia, dalla natura del substrato, dalle attività antropiche.

Per analisi ecologica indiretta si intende lo studio delle caratteristiche ecologiche di un'area sulla base delle specie vegetali che vi si trovano (Ellenberg 1974, 1985, Landolt 1977, Pignatti 2001).

Il metodo di Landolt (1977), si basa su un lavoro di indicizzazione delle esigenze autoecologiche delle specie della flora svizzera (che trova una buona corrispondenza con la flora presente nel nord Italia) per una serie di fattori edafici (Umidità (F), pH del suolo (R), Sostanze nutritive (N), Presenza di humus (H), permeabilità e granulometria del suolo(D)) e climatici (Luce (L), Temperatura (T), Continentalità (C)). Ognuno di questi fattori è suddiviso in cinque classi di intensità.

E) Specie endemiche, rare o protette

Il valore della diversità vegetale di un territorio dipende anche dalla presenza di piante ad areale ristretto (endemiche), oppure di specie rare, la cui eventuale scomparsa locale potrebbe determinare una perdita irreversibile a livello più ampio.

La rarità delle specie è un parametro variabile nel tempo a causa delle dinamiche dell'uso del suolo da parte dell'uomo: se il manuale della Flora d'Italia (Pignatti 1982) può offrire un livello informativo di base su questo aspetto, gli aggiornamenti vanno ricercati nella bibliografia floristica più recente e nelle liste rosse nazionali e regionali (Scoppola e Blasi 2005).

Separatamente va considerata la eventuale presenza di specie sottoposte a protezione da parte della legislazione regionale, nazionale o europea.

La presenza di specie endemiche, rare o protette aumenta il valore naturalistico dell'area e dovrebbe costituire un vincolo nella gestione degli spazi naturali del territorio.

Analisi vegetazionali

A) Elaborazione dei rilievi vegetazionali

Il primo passo nella elaborazione dei rilievi fitosociologici (Ubaldi 2003) è l'inserimento dei dati raccolti in una matrice in cui le colonne sono i rilievi e le righe sono le specie di piante (tabella grezza).

Il passo successivo è la valutazione della similitudine tra tutte le possibili coppie di rilievi, in modo da poter individuare "gruppi" di rilievi il più possibile omogenei a questo scopo

si utilizzano degli indici di similitudine (Jaccard, coefficiente di correlazione, distanza euclidea, etc.).

L'indice utilizzato più frequentemente è l'indice di Jaccard, che tiene conto solamente della presenza-assenza delle specie.

$$J = c/(a+b-c)$$

Dove c è il numero delle specie in comune tra i due rilievi confrontati, a e b rappresentano il numero delle specie di ciascuno dei rilievi confrontati.

I valori di similitudine delle coppie di rilievi sono trascritti in una matrice quadrata, che si ordina applicando la Cluster analysis (il risultato si esprime generalmente con un dendrogramma: grafico che riporta in ascissa il numero d'ordine distintivo dei rilievi ed in ordinata la scala di similitudine).

Stabilito un valore "soglia" di omogeneità (che rappresenta il livello minimo di similitudine oltre il quale un gruppo di rilievi si può considerare omogeneo) si evidenziano i gruppi di rilievi omogenei (aggruppamenti). Il valore soglia di similitudine per individuare un aggruppamento o associazione vegetale è stabilito per convenzione (ad esempio per l'indice di Jaccard si usano valori soglia tra 0,20 e 0,25 a seconda del tipo di vegetazione).

La fase successiva della elaborazione dei dati consiste nel riconoscimento delle specie la cui presenza o assenza differenzia i gruppi individuati (specie differenziali o discriminanti).

Infine si procede alla compilazione di una "tabella strutturata", in cui i rilievi vengono riportati nell'ordine stabilito dal dendrogramma, mentre le specie sono ordinate a seconda del loro ruolo discriminante, della loro appartenenza a gruppi ecologici e della loro frequenza.

B) Tipizzazione della vegetazione

La tipizzazione di un gruppo omogeneo di rilievi si effettua per confronto con tabelle di associazione di vegetazione simile disponibili in letteratura.

Il confronto si esegue sia calcolando la similitudine floristica globale (con i metodi statistici sopra ricordati), sia verificando la eventuale presenza delle specie caratteristiche e differenziali delle associazioni conosciute.

La presenza contemporanea di specie caratteristiche e di similitudine floristica globale permette di inquadrare un gruppo di rilievi omogenei in una associazione conosciuta: se ciò non si verifica, e quindi il gruppo di rilievi non può essere attribuito ad una associazione già descritta, si può descriverlo sotto il nome informale di aggruppamento, oppure farne una nuova associazione.

L'analisi delle comunità vegetali e il loro inquadramento (tipizzazione) in un sistema di classificazione gerarchico dei syntaxa (associazioni, alleanze, ordini e classi), da un lato fornisce le informazioni di base per poter misurare la diversità ecologica del paesaggio vegetale e dall'altro consente di effettuare confronti con altre aree territoriali.

C) Valutazione del "valore ambientale"

Un altro livello di analisi riguarda l'assegnazione di un "valore" ambientale, che può essere stimato in base al livello di naturalità o di antropizzazione (figura 5) delle fitocenosi (Sukopp et al. 1990, Ubaldi 2003), oppure in base alla loro rarità a livello generale (direttiva 92/43/CEE) o locale.

Analisi della biodiversita' vegetale

L'analisi della biodiversità vegetale non si discosta molto da quelle svolte per altri tipi di organismi. Generalmente si preferisce valutare la biodiversità con indici distinti che rappresentano i due aspetti fondamentali che la compongono: la ricchezza specifica e la concentrazione di dominanza (Ricotta e Avena, 2001).

A) Ricchezza specifica:

i= S/A oppure i= S/logA oppure anche i= S

dove: S= numero di specie presenti, A= area del campione (che nel caso di dati provenienti da rilievi fitosociologici si può trascurare).

B) Indice di *Evenness* di Pielou (1969): e= H/Hmax

dove: H= Indice di Shannon-Weaver (1949), Hmax= logS, S= numero di specie.

Per i rilievi fitosociologici la valutazione della ricchezza specifica è immediata, corrispondendo alla somma delle specie presenti in un rilievo.

Diverso è il discorso per la valutazione della concentrazione di dominanza: il problema principale, in questo caso, è che per il calcolo dell'indice H sono necessari valori quantitativi, come il numero di individui per ogni specie N, mentre nei rilievi fitosociologici si hanno dei valori semi-quantitativi, cioè la valutazione della copertura espressa tramite classi di abbondanza-dominanza (indici di Braun-Blanquet), che dunque richiedono una conversione in valori quantitativi.

A questo proposito nella letteratura vegetazionale si trovano esempi diversi: una prima proposta viene fatta da Ferrari (in Ferrari et al. 1979) che nel calcolo dell'indice di diversità H, sostituisce N con i valori della copertura percentuale (ricavata dai valori centrali delle classi di Br.-Bl.).

In altri articoli e soprattutto nella bibliografia più recente la sostituzione è fatta usando al posto della scala di Br.-Bl. una scala totalmente numerica con valori da 1 a 9: 'trasformazione combinata di Van der Maarel' (Van der Maarel 1979, Ricotta et al. 1998).

Le corrispondenze tra le scale di Braun-Blanquet e di Van der Maarel (1979) sono le seguenti:

Aemerobico	0	Vegetazione intatta
Oligoemerobico	1	Foreste primarie naturali, rocce
	2	Zone umide, foreste poco sfruttate
Mesoemerobico	3	Boschi cedui, pascoli aridi, prati permanenti
	4	Colture forestali, boschi degradati, mantelli
B-**Eu**emerobico	5	Rimboschimenti recenti, prati, radure
	6	Agroecosistemi tradizionali
A-**Eu**emerobico	7	Giardini e colture intensive
	8	Agroecosistemi convenzionali, veget. ruderale
Poliemerobico	9	Macerie, discariche, bordi di strade e ferrovie

Figura 5. Artificialità della vegetazione: livelli di Emerobia proposti da Kowarik (in Sukopp, Hejny e Kowarik 1990).

Br.-Bl.	r	+	1	2	3	4	5
V.Maarel	1	2	3	5	7	8	9

Bisogna tenere conto però che tale metodo produce un 'appiattimento' delle differenze in termini di abbondanza, rispetto a quanto presente in natura, che si traduce in valori degli indici di Evenness particolarmente alti.

Analisi fenologiche

I punti dove effettuare i rilievi fenologici vanno scelti con attenzione in modo che siano rappresentativi del territorio circostante. Perché una stazione sia rappresentativa di una determinata area, bisogna che quest'ultima sia il più possibile omogenea dal punto di vista topografico e ambientale (topografia, microclima, vegetazione).

Se si vuole realizzare un monitoraggio territoriale bisogna utilizzare una rete di stazioni opportunamente collocate lungo i principali gradienti geomorfologici e bioclimatici: da questa condizione dipende la validità della interpolazione spaziale dei dati e quindi della stima dei gradienti fenologici nel territorio (per dettagli sulla spazializzazione dei dati fenologici vedi Zanotti 1989 e Zanotti et al. 2002).

Per quanto riguarda le elaborazioni dei dati fenologici, a seconda delle esigenze applicative,

si possono realizzare dei semplici calendari fenologici, oppure si possono ricostruire le funzioni fenofasi-tempo, approssimando i dati di misura mediante funzioni di tipo lineare o sigmoide (vedi Schirone 1989).

Proposte di intervento

Gli obbiettivi di uno studio sulla flora e vegetazione di un territorio occupato da coltivazioni intensive o semi-intensive è fondamentalmente quello di raccogliere informazioni sullo stato degli agroecosistemi per mettere in atto interventi volti a conservarne e possibilmente incrementarne la qualità ambientale.

L'incremento e la valorizzazione della biodiversità vegetale infatti, in qualunque contesto territoriale, costituisce un punto di partenza per la riqualificazione ambientale dell'intero ecosistema.

Un aspetto importante da esaminare è, da un lato, l'entità, la forma e la distribuzione (*pattern*) dei lembi di vegetazione spontanea o subspontanea rispetto alla matrice costituita dalle colture, e dall'altro le diverse tipologie di vegetazione (diversità ambientale). In secondo luogo è utile verificare le modalità di distribuzione della diversità vegetale specifica negli spazi naturali, per valutarne la eventuale ridondanza.

Queste informazioni permetteranno agli operatori di conoscere le possibili ricadute della eliminazione di una parte delle siepi, banchine e argini erbosi sulla biodiversità del territorio. Viceversa, nel caso venga programmato un ampliamento degli spazi naturali per incrementare la diversità naturale, si potrà individuare la soluzione più efficace in termini di tipologie e *pattern*.

Inoltre la conoscenza della qualità e distribuzione delle specie vegetali, come pure dei ritmi vegetativi e riproduttivi della vegetazione, è utile per programmare nel dettaglio la gestione della fauna selvatica. Le indagini di tipo fenologico in particolare possono fornire informazioni per la gestione delle banchine erbose, in modo da salvaguardare la fioritura e disseminazione delle piante erbacee e conseguentemente anche la presenza di entomofauna utile.

Bibliografia

Stato dell'arte

Begon, M., Harper, J.L., Towsend, C.R. 1989: Ecologia, individui, popolazioni, comunità. Zanichelli.

Brosofske, K.D., Chen, J., Crow, T.R., Sounders, S.C. 1999: vegetation responses to landscape structure at multiple scales across a northern Wisconsin, USA, pine barrens landscape. - Plant Ecology 143: 203-218.

Crawley, M.J., Harral, J.E. 2001: Scale dependence in Plant Biodiversity. - Science, 291: 864-868.

Dupré, C., Wessberg, C., Diekmann, M. 2002: Species richness indeciduous forests: effects of species pools and environmental variables. - Journal of Vegetation Science 13: 505-516.

Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. 1981: Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearence of Species. Random House, New York.

Ellenberg, H. 1974: Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX, E. Goltze verlag, Gottingen.

Farina, A. 2003: Ecologia del Paesaggio. Utet.

Ferrari, C. 2001: Biodiversità: dall'analisi alla gestione. Zanichelli, Bologna.

Grime, J.P. 1979: Plant strategies and Vegetation Processes. John Wiley and Sons, N.Y.

Huston, M. A. 1979: A general hypothesis of species diversity. - American Naturalist 113: 81–101.

Kassen, Llewellyn e Rainey: 2004, Ecological constraints on diversification in a model adaptive radiation. - Nature 431, 984-988.

Leopold, A. 1933: Game management. Charles Scribner, New York, New York, USA.

MacArthur, R.H. 1955: Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. - Ecology 36: 533-36.

MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967: The Theory of island Biogeography. Monographs in Population Biology. Princeton University Press.

Oberdorfer, E. 1970: Pflanzensoziologische Excursionflora fur Suddeuttschland und die angrenzenden Gebiete. Verlag Eugen Ulmer Stuttgard.

Pignatti, S. 1982: Flora d'Italia. Edagricole, Bologna.

Pignatti, S. 2001: Le piante come indicatori ambientali. Manuale tecnico-scientifico ANPA.

Puppi, G., Sacchetti, A., Sirotti, M. 2004: Effetti di margine sulla diversità floristica nei boschi del basso Appennino bolognese. - Congesso nazionale SITE Siena ottobre, p.76.

Raunkiaer, C. 1934: Life forms and terrestrial plant geography. Oxford Clarenton Press.

Rosenzweig, M.L. 2000: La biodiversité en equations. - La Recherche 325: 68-70.

Sukopp, H., Hejny, S., Kowarik, I. 1990: Urban ecology. SPB Acad. Publ. The Hague.

Whittaker, R.H. 1960: Vegetation of the Siskiyou Mountains. - Taxon 21:213-251.

Metodologie di rilievo

Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie. Sprigter, Wien.

Chytry, M. 2001: Phytosociological data give biased estimates of species richness. - Journal of vegetation science 12: 439-444.

Lieth, H. (Ed) 1974: Phenology and seasonality modeling. Ecological Studies n.8 , Springer, N.Y., 444 pp.

Malossini, A. (Ed) 1993: Procedure per il rilevamento fenologico nei Giardini Italiani. Gruppo di Lavoro nazionale per i Giardini fenologici, Assessorato Agricoltura, R.E.R., 65 pp.

Marcello, A. 1935: Nuovi criteri per le osservazioni fitofenologiche. - Nuovo Giorn. Bot. Ital. 42: 543-556.

Meier, U. 1997: Growth stages of mono- and dicotyledonous plants: BBCH-Monograph. Blackwell Science, Berlin, Vienna, 622 pp.

Pignatti, S. 1982: Flora d'Italia. Edagricole, Bologna.

Preston, F.W. 1962: The canonical distribution of commonness and rarity. - Ecology 43: 185-215.

Puppi Branzi, G., 1993: Criteri per il rilevamento fenologico. In Malossini (Ed.) Procedure per il rilevamento fenologico nei giardini italiani. Gruppo di Lavoro nazionale per i Giardini fenologici. Assessorato Agricoltura, R.E.R.

Schnelle, F., Volkert, E. 1964: Internationale Phanologische Garten. - Agric. Met. 1:22-29.

Schirone, B. (Ed.) 1989: Metodi di rilievo e di rappresentazione degli stadi fenologici. IPRA Quaderni metodologici n.12, 127 pp.

Ubaldi, D. 2003: Flora, fitocenosi e ambiente. Clueb, Bologna.

Metodi di analisi dei dati

Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie. Sprigter, Wien.

Ellenberg, H. 1974: Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX, E.Goltze verlag, Gottingen.

Ellenberg, H. 1985: The ecological behaviour and the ecological grouping of species. Cambridge Univ. Press.

Ferrari, C., Pirola, A., Ubaldi, D. 1979: I faggeti e gli abieti-faggeti delle foreste demaniali casentinesi in provincia di Forlì. - Not. Fitosoc. 14: 41-58.

Landolt, E. 1977: Okologische Zeigerwerte zur Schweitzer Flora. Veroff. Geobot. Int. Eidg: Techn. Hochschule, Stiftung Rubel, Zurich.

Oberdorfer E. 1970: Pflanzensoziologische Excursionflora fur Suddeuttschland und die angrenzenden Gebiete. Verlag Eugen Ulmer Stuttgard.

Pignatti, S. 1982: Flora d'Italia. Edagricole, Bologna.

Pignatti, S. 2001: Le piante come indicatori ambientali. Manuale tecnico-scientifico. ANPA, CTN-CON, Roma.

Raunkiaer, C. 1934: Life forms and terrestrial plant geography. Oxford Clarenton press, 632 pp.

Ricotta, C., Avena, G., 2001: Reny's generalized information as a linear combination of species richness and dominance concentration. - Plant Biosistems, 135 (2) 207-212.

Ricotta, C., Kenkel, N.C., De Zuliani, E., Avena, G.C. 1998: Community richness, diversity and evenness: a fractal approach. – Abstracta botanica 22: 113-119.

Schirone, B. (Ed.) 1989: Metodi di rilievo e rappresentazione degli stadi fenologici. Quaderni metodologici n.12, CNR- IPRA, Roma.

Scoppola, A., Blasi C. (Ed.) 2005: Stato delle conoscenze sulla flora vascolare d'Italia. Palombi editore, Roma.

Sukopp, H., Hejny, S., Kowarik, I. 1990: Urban ecology. SPB Acad. Publ. The Hague.

Ubaldi, D. 2003: Flora, fitocenosi e ambiente. Clueb, Bologna.

Van der Maarel, E. 1979: Transformation of cover-abundance values in phytosociology and ist effects on community similarity. - Vegetatio, Vol. 39(2): 97-114.

Zanotti, A.L. 1989: Metodi di cartografia fenologica in: Schirone B. (Ed.), Metodi di rilievo e rappresentazione degli stadi fenologici. - Quaderni metodologici n.12, CNR- IPRA, Roma.

Zanotti, A.L., Puppi, G., Zinoni, F., Marletto, V. 2002: Mappe fenologiche a scala di dettaglio. - Atti convegno nazionale Phenagri, UCEA, Roma, 5 e 6 dicembre 2002: 118-124.

CASI DI STUDIO

Ruolo della flora e della vegetazione di siepi e prati per la conservazione della fauna negli agroecosistemi della pianura emiliana

(Puppi G., Sirotti M., Ubaldi D., Zanotti A. L.)

Introduzione

L'obiettivo della ricerca in oggetto è di comporre un quadro dettagliato delle siepi e degli spazi erbosi incolti che fanno parte del paesaggio agricolo della pianura emiliana, e di valutarne il ruolo per la conservazione della fauna.

Le tipologie ambientali esaminate sono state soprattutto le siepi: elementi lineari arbustivi o arboreo-arbustivi, sviluppati per lo più lungo i corsi d'acqua minori (scoline, fossi) e lungo i confini dei poderi; inoltre sono state studiate anche altre formazioni vegetali lineari subspontanee quali: argini, banchine e scarpate erbose.

Queste fitocenosi, che costituiscono habitat, rifugio e fonte di nutrimento per la fauna selvatica, sono state esaminate da vari punti di vista (fisionomia, struttura, composizione floristica, diversità, sinecologia) con lo scopo di caratterizzarle dal punto di vista ecologico e di individuare le relazioni dei parametri floristico-vegetazionali con la ricchezza faunistica.

Lo studio delle relazioni tra vegetazione e fauna è reso più efficace dal coordinamento tra ricercatori con diverse competenze effettuando rilievi negli stessi siti e con modalità concordate.

Materiali e metodi

Sono stati effettuati 28 rilevamenti fitosociologici sulla vegetazione di 9 siti campione situati nel comprensorio di Novi (MO) – Rolo (RE). I siti stessi sono a loro volta distribuiti all'interno di 3 aree distinte, caratterizzate da una diversa complessità della rete di corridoi ecologici esistente. (Complessità delle aree (CA): 1= complessità elevata con fitto reticolo di siepi collegate fra loro; 2= complessità intermedia; 3= complessità scarsa, con siepi poco numerose e per lo più più isolate). A ciascun sito è stato inoltre attribuito un indice di Complessità strutturale della vegetazione (CSV): 1= prato; 2= prateria arbustata; 3= siepe arbustiva; 4= siepe arbustiva con alberi; 5= siepe arborea (vedi tabella1).

I rilievi fitosociologici sono stati eseguiti con il metodo di Braun-Blanquet (vedi Ubaldi 2003), per fasce longitudinali (ad es. fascia centrale della siepe e fasce marginali) lungo tratti di vegetazione omogenei dal punto di vista fisionomico-strutturale. In ciascun rilievo sono stati raccolti dati sulla struttura della vegetazione: a) altezza dello strato arboreo, b) copertura percentuale delle chiome, c) altezza media dello strato arbustivo, d) copertura percentuale dello strato arbustivo, e) altezza dello strato erbaceo, f) copertura percentuale dello strato erbaceo.

Inoltre è stata esaminata la composizione specifica della comunità vegetale, riportando per ogni specie i valori di abbondanza-dominanza secondo la scala di Braun-Blanquet. Le specie vegetali sono state identificate in parte in situ e in parte in laboratorio (dopo averne prelevati alcuni campioni), mediante l'uso delle chiavi analitiche della Flora d'Italia (Pignatti 1982).

La vegetazione rilevata corrisponde alle seguenti tipologie fisionomiche:

- argini, banchine e scarpate erbose, formate da prati mesici, più o meno arbustati, a dominanza di *Graminaceae* (*Dactylis, Agropyron, Cynodon, Poa, Lolium, Bromus*), e/o da prati umidi dominati da Canne (*Phragmites, Typha*), Carici o Equiseti;

- mantelli e siepi arbustive ove è abbondante il sanguinello (*Cornus sanguinea*) e talora il prugnolo (*Prunus spinosa*): frequenti ovunque i rovi (*Rubus caesius*);
- siepi arboree con dominanza di olmo (*Ulmus minor*) o farnia (*Quercus robur*) e in qualche caso pioppo nero (*Populus nigra*).

Elaborazione dei dati

Classificazioni dei rilievi

I rilievi fitosociologici sono stati sottoposti ad analisi multivariata del tipo *cluster analysis*, usando l'indice di similitudine di Jaccard, allo scopo di riunire i rilievi in gruppi omogenei per composizione floristica ed ecologia (vedi Ubaldi 2003): i gruppi individuati corrispondono a tipi di vegetazione floristicamente ed ecologicamente differenziati.

Dopo aver individuato i tipi di fitocenosi esistenti nei siti, ne è stata caratterizzata l'ecologia in modo indiretto, in base al valore indicatore delle specie vegetali presenti.

Analisi floristiche

È stata valutata la diversità tassonomica a livello di specie e anche di famiglia (esaminando la distribuzione delle specie tra le diverse famiglie).

Per analizzare la biodiversità vegetale specifica, si è scelto di utilizzare due indici distinti per valutarne le due componenti essenziali: da un lato la ricchezza in specie (S) e dall'altro l'equitabilità o *evenness* (E= H/Hmax) che misura la distribuzione dell'abbondanza delle specie. Per calcolare l'indice di *evenness* è stato seguito il metodo di Ferrari (1979) che utilizza per ogni specie i valori di copertura invece del numero di individui; nel nostro caso abbiamo trasformato gli indici di abbondanza-dominanza di Braun-Banquet in valori numerici secondo la scala di trasformazione combinata di Van der Maarel (1979) che va da 1a 9 (vedi Ricotta et al. 1998).

Poiché il valore numerico della biodiversità vegetale, senza precise informazioni sulla qualità delle specie, ha scarso valore predittivo e può risultare addirittura fuorviante rispetto alla valutazione della qualità ambientale, questo parametro è stato valutato anche da un punto qualitativo, tenendo conto dei gruppi di specie indicatrici riportati al punto precedente.

Sulla base di questi gruppi si è costruito uno spettro generale delle frequenze di specie indicatrici nell'ambito della flora dedotta dai rilievi fitosociologici.

Inoltre è stata esaminata la distribuzione delle singole specie nei siti di rilievo (ubiquitarie, diffuse, sporadiche, uniloche). E' stato calcolato l'indice di sporadicità di ciascuna specie adattando l'indice RSP (RSP= 1-(n/N)x100, dove n = numero di siti occupati dalla specie, N= numero totale dei siti osservati (Géhu e Géhu 1980)). Per ogni sito è stato poi calcolato il valore medio di RSP.

Infine sono state individuale le specie di piante rare o protette a livello regionale o nazionale.

Risultati

Aspetti floristici della vegetazione studiata

Nel corso dei rilievi fitosociologici sono state identificate circa 180 specie di piante vascolari, tra cui 25 legnose (alberi o arbusti): con un numero medio di 120 specie per area principale e di 60 specie per sito (figura 1).

Le specie trovate appartengono a 53 famiglie: 6 famiglie principali (*Graminaceae, Compositae, Rosaceae, Leguminosae, Labiatae, Liliaceae*) riuniscono il 50% delle specie, mentre 47 famiglie sono presenti con poche o una sola specie ciascuna.

Per quanto riguarda le specie indicatrici di ambiente (tabella 1), è da notare la massiccia presenza di piante nitrofilo-ruderali, infestanti e prative (104 specie) tipiche degli agreoeco-sistemi, che penetrano anche nei filari arborei; inoltre, è rilevante l'abbondanza di piante

igrofile e igro-nitrofile (40 specie), dovuta alla collocazione delle siepi per lo più lungo canali o fossi.

Alcune specie sono molto frequenti (ad es. *Ulmus minor, Cornus sanguinea, Agropyron repens, Rubus caesius, Poa trivialis, Convolvulus arvensis, Bryonia dioica, Quercus robur, Acer campestre* sono state ritrovate in più di metà dei rilievi), ma molte sono le sporadiche e le uniloche (ad es. 72 specie sono presenti in un solo sito).

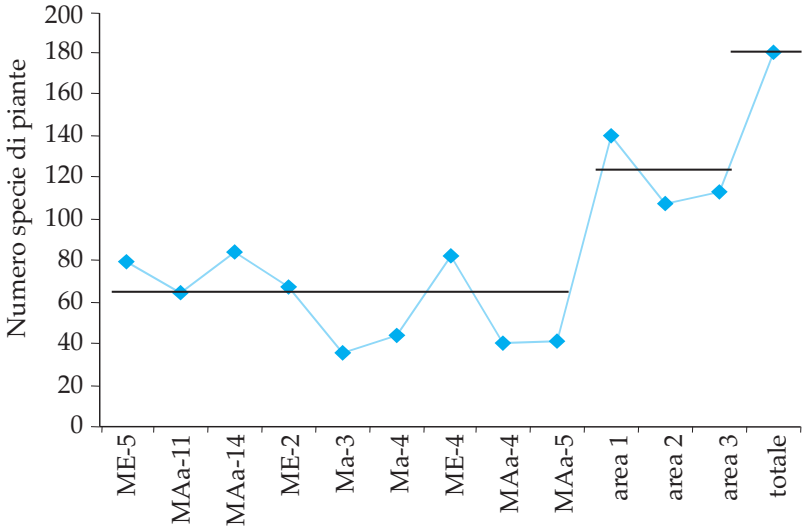


Figura 1.Relazioni tra la ricchezza floristica e la scala territoriale; si osserva un notevole incremento dal livello di sito (singola siepe o banchina erbosa) a quello di area territoriale, dovuto alla presenza di numerose specie sporadiche e uniloche.

E' stata rilevata la presenza di alcune specie rare (Pignatti 1982) come *Stachys palustris, Inula helenium, Euphorbia esula, Abutilon teophrasti, Barbarea vulgaris, Clematis viticella, Fraxinus oxycarpa*, e, di particolare rilievo, *Leucojum aestivum* (rara e protetta), oltre ad alcune specie rare a livello locale e regionale: *Clematis flammula, Bellevalia romana, Euphorbia exigua*.

Inoltre sono state ritrovate *Aristolochia rotunda* e *Aristolochia clematitis*, interessanti specie nutrici della farfalla *Zerynthia polyxena* una specie interessante dal punto di vista conservazionistico.

Tipi di vegetazione

Si possono individuare tre tipologie fitosociologiche principali (A, B, C), ottenute dalla classificazione dei rilievi. I primi due gruppi di rilievi, indicati con A e B, corrispondono alle vegetazioni erbacee di argine, ove A sono dei prati mesofili e B dei prati igrofili (distinguibili ulteriormente in tre sottogruppi: B1, B2, B3).

Il terzo gruppo, indicato con C, comprende le vegetazioni legnose, ove i sottotipi C1-C2 sono mantelli forestali e siepi arbustive, mentre C3 sono siepi arboree.

L'appartenenza alla sintassonomia fitosociologica è la seguente:

A) praterie mesofile della classe *Agropyretea repentis*: banchine e scarpate erbose (più o meno arbustate) caratterizzate dalla dominanza di erba mazzolina (*Dactylis glomerata*) e altre graminacee (*Agropyron repens, Cynodon dactylon, Lolium perenne, Bromus erectus, Bromus sterilis, Alopecurus myosuroides*). Queste fitocenosi sono attribuibili all'associazione *Salvio-Dactyletum*, una vegetazione di prati da sfalcio inseriti in cicli colturali, molto diffusa in regione, dalla pianura alle aree submontane.

B) prati umidi della classe *Phragmiti-Magnocaricetea*: fasce basse degli argini e rive di fossi e canali, caratterizzati da specie igrofile, come carici (B1: aggruppamento a *Carex riparia*, dell'ordine *Magnocaricetalia*), canne (B2: aggruppamento a *Phragmites australis*, dell'ordine *Phragmitetalia*) mazzesorde (B3: aggruppamento a *Typha latifolia*, dell'ordine *Phragmitetalia*).

C) siepi della classe *Querco-Fagetea*:

- formazioni arbustive a dominanza di prugnolo (*Prunus spinosa*) con rovo comune (*Rubus ulmifolius*) (C1: aggruppamento dell'ordine *Prunetalia spinosae*);
- formazioni arbustive a dominanza di olmo (*Ulmus minor*) e con alcune specie di prato (C2: aggruppamento dell'ordine *Prunetalia spinosae*);
- boscaglie meso-igrofile con farnia (*Quercus robur*), acero campestre (*Acer campestre*),

Tabella 1. Schema riassuntivo dei parametri relativi ai dati floristico-vegetazionali: nella prima riga sono riportate le sigle dei 9 siti di rilievo.

Dati sulla FLORA E VEGETAZIONE dei siti di rilievo	Ma-3	MAa-4	MAa-5	Ma-4	MAa-11	ME-2	ME-5	ME-4	MAa-14
Tipi fitosociologici di vegetazione	C1	C3	C3	C2 C3	C3	A B1	A B3	A B2	C3 B1
Indice complessità area (CA)	2	3	3	2	1	2	1	3	1
Indice compless. strutt. veg. (CSV)	3	5	5	4	5	1	2	2	4
Altezza media struttura (m)	3,0	12,0	15,0	11,0	20,0	0,5	0,8	1,0	15,0
Copertura (%) alberi	20	87	83	61	77	0	0	0	60
Copertura (%) arbusti	85	47	58	56	45	0	23	11	50
Copertura (%) erbe	48	42	28	45	50	83	73	85	50
Somma coperture strati	153	175	170	163	172	83	97	96	160
Rapporto copertura arbusti/erbe	1,79	1,11	2,06	1,25	0,90	0,00	0,32	0,13	1,00
N. famiglie di piante per sito	20	30	27	26	35	27	32	29	39
N. specie di piante per sito	**35**	**40**	**41**	**44**	**64**	**67**	**79**	**82**	**84**
Specie di *Graminaceae*	7	6	6	9	11	10	16	15	13
Specie di *Compositae*	3	2	1	3	9	13	8	12	13
Specie di *Rosaceae*	4	2	4	4	3	1	2	6	7
Specie di *Leguminosae*	2	0	0	2	1	8	8	7	3
Specie di *Labiatae*	2	1	2	1	2	5	4	3	2
N. specie legnose coltivate	0	3	4	2	3	0	2	2	6
N. specie di bosco	1	4	4	4	6	1	3	3	7
N. specie di mantello e bordo	7	4	8	4	7	3	6	6	9
N. specie igrofile	4	7	11	3	10	15	21	11	19
N. specie erbacee di prato	2	2	0	8	9	24	24	26	15
N. specie erbacee ruderali	20	20	14	23	29	23	20	32	28
Evenness= H/Hmax	0,960	0,937	0,943	0,931	0,956	0,965	0,966	0,966	0,971
Indice di sporadicità RSP	44	41	44	43	47	57	57	53	54
N. specie di piante rare per sito	0	1	2	0	1	3	2	2	6

pioppi (*Populus nigra*), salici (*Salix alba*) e rovi (*Rubus caesius*) (C3: aggruppamento dell'ordine *Quercetalia pubescenti-petraeae*).

Artificialità e naturalità della vegetazione

Dal punto di vista della naturalità della vegetazione, il maggior grado di artificializzazione è relativo alle formazioni erbose del gruppo A, mentre le siepi arboree del gruppo C3 sono da considerare il tipo più evoluto dal lato dinamico e quindi con un maggior livello di naturalità, anche rispetto alle altre siepi (C1 e C2). In particolare nelle siepi arboree dei siti Ma4, MAa4 e MAa14 si notano caratteristiche abbastanza nemorali: le parti centrali di queste siepi infatti sono poco o per nulla invase da specie erbacee prative o ruderali, a differenza di quanto accade nelle siepi MAa5, MAa11 (arboree) e Ma3 (arbustiva), che risultano più degradate.

Analisi delle relazioni tra la biodiversità vegetale e gli altri parametri

L'elaborazione dei dati raccolti ha consentito di comporre un quadro della composizione e della ricchezza floristica dei diversi siti, anche in relazione alla struttura, fisionomia e tipologia della vegetazione e al tipo di area territoriale (tabella 1).

a) Diversità floristica e complessità dell'area

La complessità dell'area territoriale circostante i siti di rilevamento non appare avere influenza significativa sulla ricchezza in specie delle fitocenosi: infatti i siti più ricchi si trovano sia in zone a complessità elevata che scarsa. Evidentemente le distanze tutto sommato modeste che separano le siepi, non costituiscono un fattore limitante per i mezzi di dispersione delle specie vegetali spontanee di questo tratto di pianura, neppure nelle aree a bassa complessità.

b) Diversità floristica e complessità strutturale della vegetazione

La ricchezza floristica (numero di specie) non risulta neanche correlata alla complessità strutturale globale della vegetazione: infatti i siti con numero alto di specie (78-84 specie) sono sia siepi arboree che banchine erbacee. Tuttavia si può osservare che in generale elevati valori di copertura dello strato erbaceo (anche nelle siepi arboree) si accompagnano ad una alta ricchezza in specie, mentre, valori elevati di copertura arbustiva tendono a deprimere la ricchezza in specie del sito. In figura 2 è riportato in grafico l'andamento della ricchezza in specie rispetto ad un indice costituito dal rapporto tra la copertura arbustiva e quella erbacea. Una situazione simile si riscontra anche per l'indice di *evenness*, che è significativamente correlato al valore di copertura erbacea.

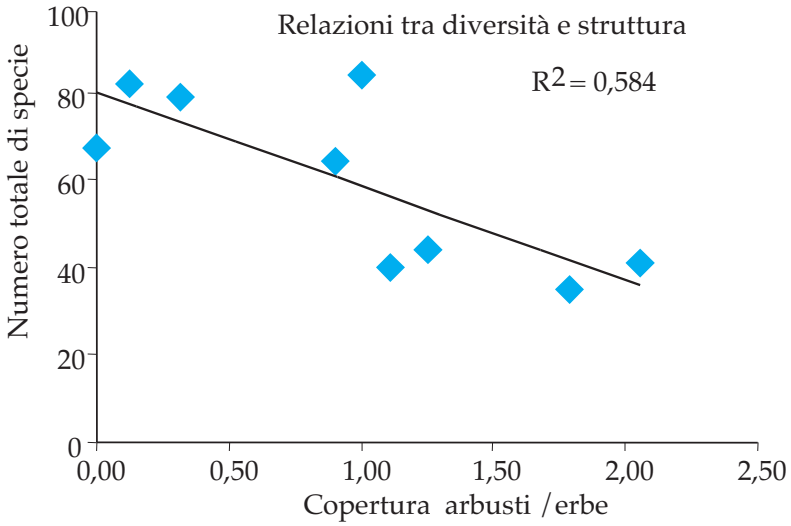


Figura 2. Relazioni tra la ricchezza floristica e struttura della vegetazione; si osservano correlazioni significative tra il numero di specie di piante e la copertura dei diversi strati della vegetazione: in particolare c'è una relazione diretta con la copertura erbacea e inversa con quella arbustiva (sono riportati i valori relativi ai 9 siti).

c) Diversità floristica e tipi di vegetazione

Le banchine erbose del gruppo A hanno una alta densità di specie e una alta equitabilità (in media hanno 45 specie per rilievo, E = 0,966); meno ricchi di specie sono i prati umidi del gruppo B (in media 29 specie per rilievo, E = 0,968), mentre per quanto riguarda le siepi arboree e arbustive del gruppo C il numero di specie per rilievo è molto variabile a seconda dei casi (in media 27 specie; E = 0,947). Comunque, dall'esame della tabella 1 si può osservare che i siti in cui coesistono tipi vegetazionali diversi (quindi siti eterogenei dal lato ecologico) ospitano un maggior numero di specie vegetali, e generalmente hanno valori maggiori di E.

d) Diversità floristica e insetti

E' molto interessante incrociare i risultati floristici e vegetazionali con quelli degli studi entomologici, per verificare in che misura la varietà degli insetti ospitati dalle siepi sia influenzata dalla complessità strutturale della vegetazione, dalla varietà della composizione floristica, oltrechè dagli altri fattori sopra citati (naturalità, disturbo, etc.). Dai primi confronti si possono osservare significative concordanze per quanto riguarda i lepidotteri: infatti i siti che presentano alta diversità floristica (MAa14, ME4, ME5) ospitano anche un alto numero di specie di lepidotteri diurni (figura 3).

Conclusioni

La flora dei siti studiati è composta in prevalenza da specie erbacee ruderali e prative, tipiche degli agroecosistemi, che penetrano anche nelle siepi arboree; dal punto di vista ecologico però è significativa l'abbondanza di piante igrofile, dovuta alla vicinanza di canali o fossi ed inoltre la presenza di specie di bosco e di mantello boschivo, sporadiche in pianura. La ricchezza floristica dei siti non sembra dipendere dalla complessità dell'area circostante e neanche dalla naturalità della vegetazione o dalla sua struttura (i siti più ricchi sono sia siepi arboree che banchine erbose), ma risulta correlata alla copertura dello strato erbaceo e alla varietà dei tipi di vegetazione. Sono state evidenziate inoltre significative correlazioni tra la ricchezza floristica e la diversità di alcuni gruppi di insetti. In conclusione risulta evidente che diversità micro-ambientale, vegetazionale, floristica e faunistica sono strettamente legate.

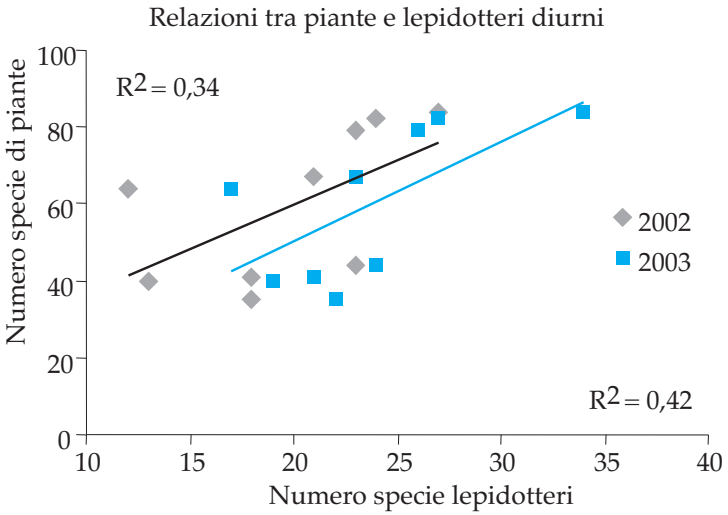


Figura 3. Relazioni tra ricchezza floristica e faunistica; si osservano correlazioni significative tra il numero di specie vegetali e il numero di specie di lepidotteri diurni: i valori si riferiscono a rilevazioni effettuate in due annate diverse (2002 e 2003) nei 9 siti.

La flora dei siti studiati è risultata molto ricca di specie sporadiche o uniloche: questo fatto, insieme alla presenza di importanti specie rare, conferma la necessità di mantenere spazi naturali di tipo diverso (banchine erbose, argini, siepi arboree) per garantire la conservazione della biodiversità nella pianura emiliana.

Bibliografia

Ferrari, C., Pirola, A., Ubaldi, D., 1979: I faggeti e gli abieti-faggeti delle foreste demaniali casentinesi in provincia di Forlì. - Not. Fitosoc.,14: 41-58.

Géhu, J.M., Géhu, J. 1980: Essai d'objectivation de l'evaluation biologique des milieux naturels. In: Seminaire dePhytosociologie appliquée. Indices biocenotique.- Metz: 70-93.

Pignatti, S. 1982: Flora d'Italia, Edagricole Bologna.

Ricotta, C., Kenkel, N.C., De Zuliani, E., Avena, G.C. 1998: Community richness, diversity and evenness: a fractal approach. – Abstracta botanica, 22: 113-119.

Ubaldi, D., 2003: Flora fitocenosi e ambiente. CLUEB. Bologna.

Van der Maarel, E. 1979: Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. - Vegetatio, Vol. 39(2):97-114.

Ricerche sulla flora spontanea di una azienda agricola emiliana condotta secondo criteri di lotta integrata

(Puppi G., Mongardi M.)

Introduzione

Lo studio della flora spontanea, nell'area di una azienda agricola emiliana condotta secondo criteri di lotta integrata, si inserisce in uno studio interdisciplinare sulla flora e fauna spontanea degli agroecosistemi della pianura emiliana ed in particolare si propone di contribuire a comporre un quadro integrato dell'agro-ecosistema in esame, analizzandone in dettaglio l'ambiente vegetale.

La conoscenza approfondita delle varie componenti spontanee dell'ecosistema è un requisito preliminare per valutare la potenzialità degli spazi naturali in relazione agli obiettivi delle aziende (ad esempio l'ottimizzazione della lotta biologica), inoltre permette di verificare nel tempo le ripercussioni delle scelte gestionali sulle specie della flora e della fauna presenti nell'area e sulla biodiversità.

Flora spontanea e insetti utili

Numerosi studi, condotti sia in Italia che all'estero, hanno messo in evidenzia l'importanza degli spazi naturali non coltivati per favorire l'aumento della biodiversità animale negli agroecosistemi (Andow 1991). Gli studi per lo più sono rivolti alle piante legnose, sottovalutando il ruolo delle piante erbacee, che spesso vengono considerate soltanto delle "malerbe" da eliminare, senza tenere conto del fatto che queste piante hanno, ai fini della salvaguardia dell'entomofauna utile (Burgio e Maini 2000), un'importanza non inferiore a quella delle essenze arboree e arbustive.

L'elevata diversità vegetale si traduce in una continua produzione di nettare e polline, a disposizione di tutti quei predatori che hanno regime dietetico glicifago-pollinifago allo stato adulto, quali diverse specie di Sirfidi e Crisopidi afidifagi (Burgio et al 1997). Anche numerosi Imenotteri pronubi, favoriti da un lungo periodo di fioritura, visitano frequentemente gli spazi erbosi, apportando benefici alle colture circostanti.

La vegetazione spontanea, inoltre, non venendo sottoposta alle pratiche agricole, può fungere anche da rifugio per i numerosi insetti costretti ad abbandonare le colture agrarie in seguito alla distruzione della copertura vegetale al momento della raccolta. Diverse specie vegetali si sono rilevate particolarmente adatte ad offrire un riparo temporaneo agli individui svernanti, quando, al verificarsi dei primi abbassamenti di temperatura, essi cominciano a spostarsi dai campi circostanti verso la zone ricche di vegetazione spontanea, riunendosi in piccoli gruppi tra le foglie oppure al riparo dei germogli basali. I Coccinellidi adulti, in particolare, si rifugiano nella vegetazione anche durante l' estivazione.

Quanto detto finora conferma il ruolo dello strato erbaceo spontaneo nei confronti degli insetti utili: questo ambiente, infatti, essendo in grado di assicurare nutrimento e riparo per lunghi periodi di tempo, garantisce la sopravvivenza di una certa popolazione di ausiliari nelle immediate vicinanze dei campi coltivati. In questo modo viene favorito lo spostamento dell'entomofauna utile dalla vegetazione naturale alle colture agrarie (nonché da una coltura ad un'altra) nel momento in cui queste ultime vengono attaccate da specie dannose.

Appare quindi di fondamentale importanza la salvaguardia delle aree marginali incolte, infatti un'elevata complessità vegetale nell'agroecosistema comporta, di conseguenza, un elevato livello di biodiversità generale dello stesso.

Materiali e Metodi

L'azienda agricola "Ca' Il Rio" ubicata nella fascia pedecollinare nei pressi di Castel San Pietro (BO) ha una estensione di circa 9 ettari: sono presenti nell'area aziendale alcuni spazi naturali o seminaturali, come: incolti rimboschiti, siepi arboree, argini di fossi e set-aside; inoltre, i campi, occupati da seminativi, sono separati da bordure erbose.

Per tre anni sono stati svolti censimenti floristici entro tutto il perimetro dell'azienda: le specie vegetali sono state identificate in parte *in situ* e in parte in laboratorio, mediante l'uso delle chiavi analitiche della Flora d'Italia (Pignatti 1982).

Inoltre, sono stati eseguiti rilievi fenologici in 4 aree con diversa fisionomia: sulle sponde del fosso principale, in una siepe arborea e in due ex-coltivi rimboschiti (prato arbustato e prato arborato). Per studiare i ritmi riproduttivi (fioritura e fruttificazione) dell'insieme delle specie delle diverse comunità vegetali è stato utilizzato il metodo di rilievo sinfenologico (Puppi 1989). Nell'ambito di ogni comunità, sono state individuate 5 aree elementari, distanziate tra loro di alcuni metri, in cui sono state condotte osservazioni fenologiche su tutte le specie presenti, tramite l'utilizzo di apposite chiavi fenologiche (Malossini et al. 1993), esaminando fino ad un massimo di 20 individui di ogni specie per ciascuna area elementare e attribuendo lo stadio fenologico secondo la chiave usata. I rilievi sono stati svolti con frequenza decadale durante tutto il periodo vegetativo, da marzo a fine ottobre. Per ogni decade di ciascun mese è stato stimato lo stadio fenologico medio di ogni specie: sia per la fioritura che per la fruttificazione sono stati individuati l'inizio del fenomeno (+00), la fase ascendente (++0) il picco (+++) , la fase discendente (0++) e la fine (00+) (Marcello 1935).

In due stazioni di rilievo (sponda di fosso e prato arborato) sono stati studiati gli effetti dello sfalcio sul ciclo riproduttivo delle specie erbacee presenti: gli sfalci sono stati eseguiti ai primi di giugno e il 20 agosto, lasciando fasce erbose intatte, alternate ad aree sfalciate.

Infine, grazie ad un confronto con i dati raccolti da una equipe di entomologi, sono state esaminati alcuni aspetti delle relazioni tra la flora spontanea e la presenza di insetti utili.

Questo tipo di indagine è stata svolta nel prato arborato, ove era stato svolto uno studio sulle popolazioni di entomofagi predatori, mediante la tecnica di *"frappage"* e con osservazioni visive. Lo scopo della indagine interdisciplinare era quello di studiare il ciclo di sviluppo delle piante di maggior interesse come fonte di nutrimento e rifugio per gli ausiliari, ed inoltre di confrontare i cicli di sviluppo delle piante erbacee con quelli dei più importanti insetti utili (Coccinellidi, Miridi, Sirfidi, Carabidi).

Elaborazione dei dati

Elaborazioni floristiche

E' stata valutata la ricchezza floristica generale dell'azienda, sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo (forme biologiche, specie rare o protette).

Per uno studio della flora di un qualsiasi territorio, infatti, è utile considerare le forme biologiche (Raunkiaer 1934): categorie che riuniscono le piante secondo agli adattamenti che consentono la sopravvivenza durante i mesi climaticamente sfavorevoli (fanerofite, camefite, geofite, emicriptofite, terofite, idrofite).

Elaborazioni dei dati fenologici

La elaborazione dei dati raccolti ha portato alla costruzione di calendari fenologici e di sinfenogrammi. Nei calendari fenologici viene evidenziato il periodo di fioritura o di fruttificazione delle singole specie. I sinfenogrammi invece esprimono l'andamento fenologico complessivo delle comunità vegetali: questi ultimi sono stati costruiti usando il metodo di Busulini (1953) che si basa sulla somma delle intensità di fioritura (o fruttificazione) in ciascuna decade, di tutte le specie di piante presenti in una certa stazione. Per ogni specie,

l'intensità di fioritura o fruttificazione è posta pari a 1 all'inizio (+00) e alla fine (00+) del fenomeno, mentre è pari a 3 nella fenofase centrale (+++) e 2 nelle fenofasi intermedie (++0 e 0++).

Risultati

Aspetti floristici

Il censimento floristico ha permesso di evidenziare una notevole ricchezza in specie dell'agroecosistema dell'azienda, rispetto alle attese. Sono state censite infatti 254 specie e 52 diverse famiglie di piante superiori su una superficie complessiva di circa 9 ha. Questo dato indica che il mantenimento di spazi naturali all'interno dell'azienda ha permesso la conservazione di un buon livello di biodiversità vegetale, paragonabile a quello di ambienti subnaturali. La maggior ricchezza in specie spontanee si trova in alcuni ex-coltivi rimboschiti e lasciati alla evoluzione naturale e lungo i margini dei fossi; bassa è invece la biodiversità vegetale dei coltivi e dei set-aside seminati con miscugli commerciali.

Analizzando la lista floristica si trovano specie caratteristiche di ambienti molto diversi. Troviamo soprattutto specie infestanti e ruderali tipiche dei coltivi, tra cui si segnala la presenza di *Centaurea cyanus* e *Tulipa sylvestris*, due specie che in passato si riscontravano frequentemente nelle zone agricole, ma che attualmente sono sempre più rare, a causa dell'uso massiccio di trattamenti chimici.

Sono numerose anche le piante erbacee tipiche dei prati da sfalcio ed inoltre anche le specie esotiche avventizie, che, introdotte casualmente in Italia ormai da lungo tempo, si sono spontaneizzate e sono divenute frequenti proprio nel paesaggio agricolo.

Presenze significative dal punto di vista ecologico sono alcune piante igrofile (*Phragmites australis, Lythrum salicaria, Equisetum telmateja, Equisetum ramossissimum, Eupatorium cannabium, Scutellaria hastifolia, Clematis viticella, Cyperus longus, Mentha longifolia, Mentha aquatica, Althaea cannabina, Epilobium hirsutum e Bolboschoenus maritimus*) e varie specie nemorali sia legnose che erbacee.

Forme biologiche

Le forme biologiche più rappresentate sono le Emicriptofite (erbacee perenni) con 102 specie e le Terofite (annuali) con 88 specie; meno abbondanti risultano invece Fanerofite (legnose) e Geofite (bulbose, rizomatose), che sono ecologicamente più esigenti e richiedono ambienti più stabili. Del resto le emicriptofite sono la forma biologica più diffusa nell'ambito bioclimatico delle nostre aree pedecollinari, mentre le terofite, che solitamente compaiono in numero ridotto nelle aree più naturali e stabili, si moltiplicano nelle zone urbane e rurali, perché la loro strategia vitale a ciclo breve risulta favorita in condizioni di forte disturbo e instabilità.

Specie rare

Si registra la presenza alcune specie considerate rare per l'Italia o per la nostra regione (Pignatti 1982). Questo aspetto va considerato con attenzione, perché fa rilevare come le specie rare non si trovino soltanto in ambienti naturali indisturbati, ma possano trovare rifugio anche nelle siepi e lungo i fossi della campagna coltivata; viene dunque messo in luce il possibile ruolo ecologico dell'ambiente agricolo e le sue potenzialità floristiche, qualora gestito in modo da lasciare alcuni spazi alla evoluzione naturale delle fitocenosi.

Specie rare in Italia: *Myagrum perfoliatum, Scutellaria hastifolia, Phleum paniculatum, Calepina irregularis, Sinapis arvensis, Euphorbia falcata, Lotus tenuis, Conium maculatum, Orobanche hederae, Chenopodium vulvaria, Amaranthus spinosus*.

Specie rare in regione: *Bolboschoenus maritimum, Brachypodium phoenicoides, Allium pallens, Ornithogalum pyramidale, Matricaria inodora, Arabis glabra, Stachys annua, Thalictrum exaltatum,*

Armoracia rusticana, Clematis viticella.

Dall'esame di questo elenco si può rilevare che le aree più ricche di emergenze particolari sono i margini dei fossati: tra cui si segnala la singolare presenza di *Lotus tenuis* e *Bolboschoenus maritimum* che sono specie tipiche di zone costiere e prati umidi salmastri.

Infine si sottolinea la presenza di due Orchidaceae, protette nella nostra regione: *Orchis morio* e *Anacamptis pyramidalis*.

Aspetti fenologici

Fioriture

Dall'esame dei calendari fenologici e dei sinfenogrammi si osserva un progredire graduale delle fioriture lungo le stagioni, con massimi di intensità tra maggio e luglio.

Si distinguono specie a ciclo breve (alcune infestanti completano il loro ciclo antesico in meno di tre decadi, come *Cynodon dactylon, Thalictrum flavum, Crepis pulchra, Cardamine hirsuta, Sonchus oleraceus*), di media durata e con ciclo prolungato (sopra ai 4 mesi). Per quel che riguarda la collocazione temporale dei cicli, quelli brevi compaiono sia nella stagione primaverile che in quella autunnale, mentre quelli prolungati hanno un'estensione che va dalla primavera inoltrata fino all'autunno. Alla fine dell'estate, oltre alla fioritura delle specie tardive, si nota in varie piante un secondo ciclo di fioritura dopo un periodo di stasi antesica (ad es.: *Verbena officinalis, Silene alba, Plantago lanceolata, Taraxacum officinale, Salvia pratensis* e varie *Leguminosae* come *Melilotus officinalis, Trifolium pratense, Trifolium repens, Lotus corniculatus, Medicago sativa*).

L'intensità di fioritura delle fitocenosi generalmente ha un andamento a campana o bimodale (con il picco principale tra maggio e giugno e spesso un secondo picco in luglio), che varia a seconda della stazione e dell'annata. In qualche caso si osserva anche una ripresa autunnale delle fioriture (figura 1 e 2).

Per approfondire l'analisi, si può scomporre il fenomeno antesico complessivo in gruppi di specie, secondo criteri biologici o ecologici: in questo caso sono state considerate le forme biologiche (figura1). Le Fanerofite (alberi e arbusti) mostrano cicli di fioritura precoci che si sviluppano tra aprile e giugno; le Terofite (erbacee annuali) mostrano un massimo antesico primaverile, però le fioriture si svolgono fino all'autunno, mentre le Emicriptofite (erbacee perenni), che sono la forma biologica più abbondante, fioriscono dalla tarda primavera all'autunno. Per le Geofite (bulbose, rizomatose) si osservano andamenti variabili tra le stazioni, forse a causa del numero esiguo di specie.

Fruttificazione

Le curve di fruttificazione presentano andamenti a campana con i valori massimi in estate (da giugno a settembre), che rispecchiano in parte quelli delle fioriture, ma ritardati nel tempo (figura 3).

Le Fanerofite hanno processi di fruttificazione relativamente lenti, con massimi tra giugno e settembre, mentre le Terofite formano rapidamente i loro frutti: il picco principale infatti è tra maggio e giugno. Le Emicriptofite fruttificano soprattutto in estate e autunno.

I periodi di fruttificazione di una stessa specie, mostrano variazioni significative nei tre anni di osservazione, a dimostrazione che questo fenomeno, rispetto alla fioritura, è maggiormente influenzato dalle condizioni climatiche e dalle attività svolte dall'uomo (sfalci, calpestii, trattamenti meccanici).

Effetti dello sfalcio

In due stazioni di rilievo (sponda di fosso e prato arborato) sono stati svolti alcuni sfalci per studiarne gli effetti sul comportamento riproduttivo delle specie erbacee. Gli sfalci sono stati eseguiti ai primi di giugno e il 20 agosto, lasciando fasce erbose intatte, alternate ad

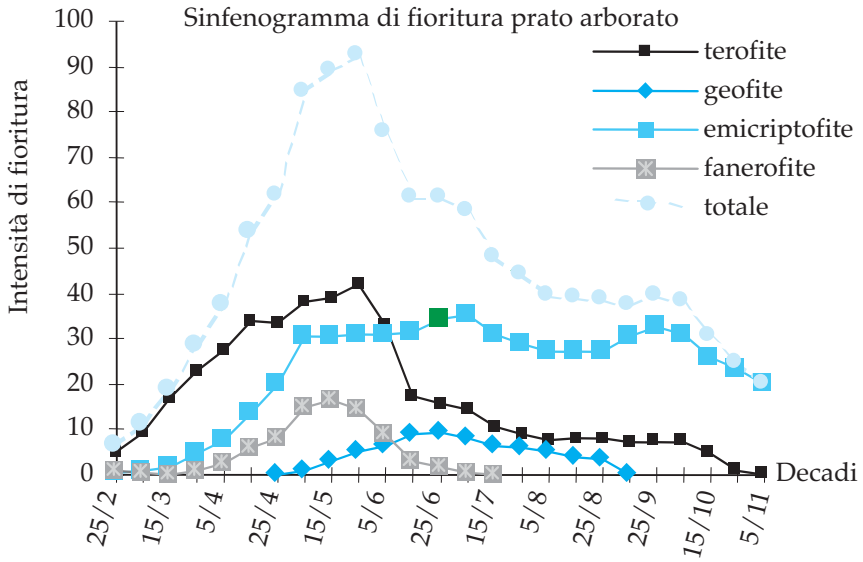


Figura 1. Rappresentazione grafica della intensità di fioritura di una fitocenosi (prato piantumato con specie legnose). Le specie vegetali sono raggruppate a seconda della forma biologica secondo Raunkiaer (1934): per convenzione il contributo di ciascuna specie è uguale a 3 nella decade di massima fioritura, 1 in corrispondenza di inizio e fine antesi, 2 nelle decadi intermedie.

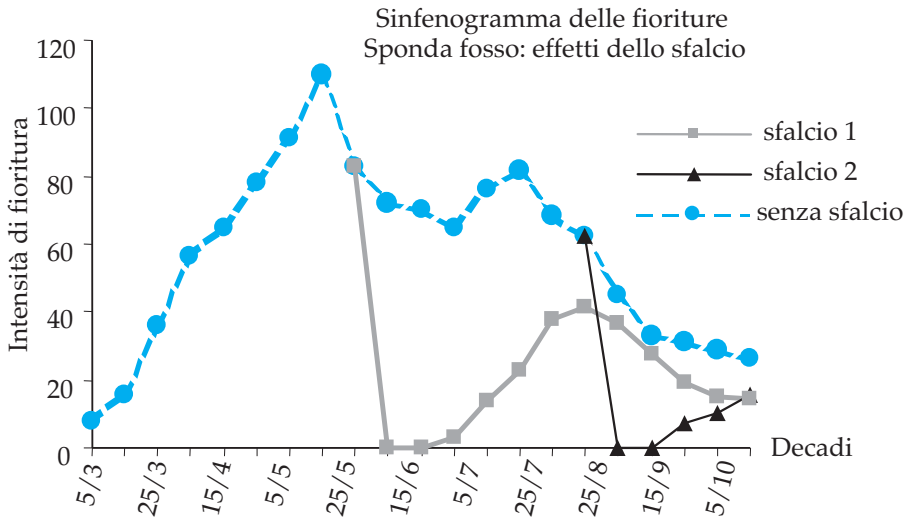


Figura 2. Rappresentazione grafica della intensità di fioritura di una fitocenosi (sponda di fosso) assoggettata a due diverse date di sfalcio: dopo gli sfalci si assiste alla ripresa delle fioriture, che però hanno picchi di intensità minore e ritardati di alcune decadi, rispetto alla cenosi indisturbata.

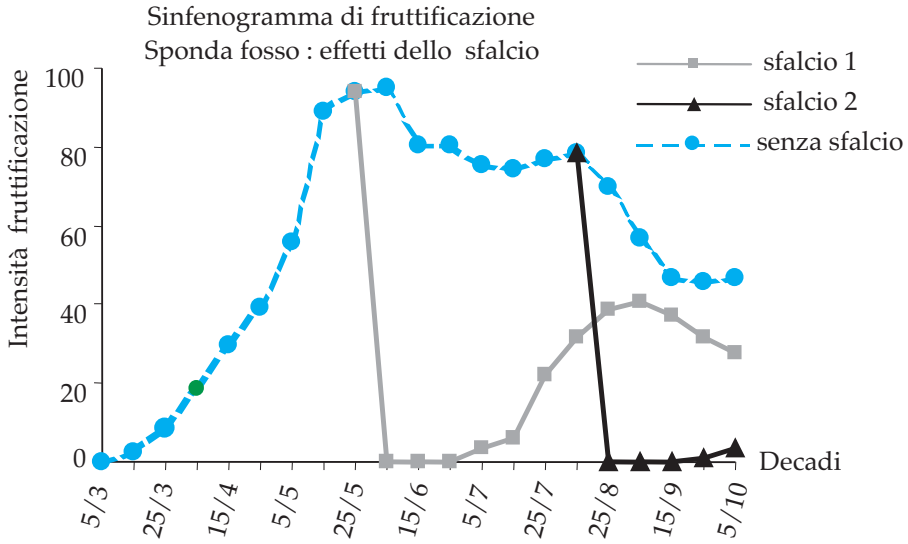


Figura 3. Rappresentazione grafica della intensità di fruttificazione di una fitocenosi (sponda di fosso) assoggettata a due diverse date di sfalcio: lo sfalcio primaverile riduce in modo significativo il successo riproduttivo di gran parte delle specie della fitocenosi, mentre quello estivo compromette la produzione autunnale di frutti.

aree sfalciate.

Dopo gli sfalci, in entrambe le stazioni, dopo circa due decadi sono riprese le fioriture, che in generale sono state più concentrate e brevi del normale. Le prime specie a rifiorire nelle aree sfalciate sono state *Convolvulus arvensis* (G), *Crepis setosa* (T) e alcune emicriptofite (*Plantago lanceolata, Silene alba, Achillea millefolium, Verbena officinalis*) dotate di una buona resilienza. Bisogna notare inoltre, che si registrano significative variazioni non solo a carico delle fioriture interrotte dal taglio, ma anche di quelle di luglio, che hanno presentato ritardi di circa 2 decadi rispetto al normale (figura 2).

Lo sfalcio di giugno, che è avvenuto subito dopo il picco antesico principale, ma prima del picco di fruttificazione, ha avuto un impatto più significativo sulla formazione dei frutti estivi (giugno-luglio) che sulle fioriture (figura 2 e 3). Lo sfalcio di fine agosto, capitando nella fase discendente del fenomeno antesico, ha avuto poca incidenza sulle fioriture, mentre ha quasi annullato le fruttificazioni tardo-estive e autunnali .

Si può concludere che gli effetti degli sfalci sulle comunità vegetali sono significativi, e che dipendono fortemente dal momento di esecuzione, dal ciclo fenologico delle piante e dalla loro capacità di resilienza.

Relazioni tra piante ed insetti

Per quanto riguarda le specie erbacee con ruolo di nutrimento e rifugio per l'entomofauna utile, oltre all'erba medica e la cicoria, è stata confermata l'importanza di varie piante spontanee, quali: *Cirsium arvense, Cirsium vulgare, Dipsacus fullonum, Daucus carota, Rumex crispus, Urtica dioica, Chenopodium album e Amaranthus retroflexus.* In particolare *Cirsium arvense*, durante la fruttificazione, è stato soggetto ad intense infestazioni di afidi, che forniscono nutrimento a numerosi predatori e parassitoidi. Sulla carota selvatica (*Daucus carota*) invece, è stata registrata una massiccia presenza di *Adonia variegata* (Coccinellidi) per tutto il periodo estivo.

Dal confronto degli andamenti fenologici di piante ed insetti, si è visto che la massima densità di predatori (soprattutto di Coccinellidi) si registra in giugno e in settembre, in concomitanza rispettivamente dei picchi di fioritura e di fruttificazione delle fitocenosi: in particolare si è notata una certa corrispondenza con il ciclo riproduttivo di alcune specie (che andrebbe però verificata su più annate): C*irsium arvense, Calystegia sepium, Verbena officinalis, Malva sylvestris, Verbascum blattaria, Daucus carota e Picris hieracioides*.

Conclusioni

Lo studio eseguito sulla flora degli spazi naturali dell'azienda Ca' il Rio, ha evidenziato un buon livello di biodiversità vegetale, sia a livello di fitocenosi che di specie. Le specie censite sono oltre 250, appartenenti a ben 52 famiglie diverse: tra queste abbondano le cosmopolite, ma si osserva anche la presenza di esotiche avventizie e di un consistente gruppo di specie rare (a questo proposito ricordiamo che l' aspetto conservazionistico è ormai riconosciuto come valore nelle politiche agricole comunitarie).

La ricerca fenologica effettuata su quattro diverse stazioni ha permesso di individuare i ritmi di fioritura e fruttificazione delle specie spontanee e di studiare i ritmi antesici collettivi delle diverse comunità vegetali. La conoscenza di questi ritmi permette di prevedere l'impatto del disturbo antropico ed in particolare degli sfalci, sulla riproduzione delle piante; inoltre consente di valutare la potenzialità della flora spontanea in termini di offerta di cibo e di rifugio per l'entomofauna utile.

La valorizzazione dell'entomofauna utile richiede necessariamente una corretta gestione delle zone a vegetazione spontanea presenti nell'azienda, comprendendo con questo termine non solo le siepi propriamente dette, ma anche le aree marginali prative, nonché le fasce erbose site ai margini dei campi, lungo le capezzagne e ai bordi dei fossi e scoline (aree di

compensazione ecologica ECA secondo Boller et al. 2004). In particolare sarebbero da evitare pratiche ad elevato impatto, quali trattamenti chimici (erbicidi e insetticidi), lavorazioni del terreno e incendi; inoltre, sempre in quest'ottica, andrebbe programmato in modo razionale lo sfalcio.

Nella creazione di nuovi spazi naturali è opportuno programmare l'inserimento di tipologie vegetazionali diverse, per aumentare la diversità vegetale. Si possono effettuare piantagioni con specie autoctone per accelerare la naturalizzazione ed eventualmente si possono realizzare semine di erbacee, con miscele a fioritura scalare studiate appositamente per favorire l'entomofauna utile.

Bibliografia

Andow, D.A. 1991: Vegetational diversity and arthropod population response. - Annu. Rev. Entomol. 36: 561-586.

Boller, E.F., Hani, F., Poehling, H.M. 2004: Ecological infrastructures: ideabook on functional biodiversity at the farm level. IOBC/wprs, Lindau, Switzerland.

Busulini, E. 1953: Proposta di un metodo per l'analisi sinfenologica. - Nuovo Giornale Botanico Italiano, n.s. 60: 957-969.

Burgio, G., Ferrari, R., Boriani, L. 1997: Il ruolo delle siepi nell'ecologia del campo coltivato: analisi di una comunità di Ditteri Sirfidi in aziende della provincia di Bologna. - Boll. Ist. Ent. "G. Grandi" Bologna 51: 69-77.

Burgio, G., Maini, S. 2000: Agroecologia e difesa delle colture. - Il Divulgatore (Bologna) 23(12): 9-11.

Malossini, A. (Ed.) 1993: Procedure per il rilevamento fenologico nei Giardini Italiani. - Gruppo di Lavoro nazionale per i Giardini fenologici, Assessorato Agricoltura, R.E.R. 65 pp.

Marcello, A. 1935: Nuovi criteri per osservazioni fitofenologiche. - Nuovo Giornale Botanico Italiano, n.s. 42: 534-556.

Pignatti, S. 1982: Flora d'Italia, Edagricole (BO).

Puppi, G. 1989: Rilevamenti fenologici su piante della flora spontanea. In Schirone, B. (Ed.): Metodi di rilievo e di rappresentazione degli stadi fenologici. Quaderno metodologico n. 14 (I.P.R.A) C.N.R, Roma.

Raunkiaer, C. 1934: The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford, Clarenton Press.

VALUTAZIONE DELLA PRESENZA DELL'ERPETOFAUNA IN AGRO-ECOSISTEMI DI PIANURA E NOTE CONSERVAZIONISTICHE

Andrea Morisi, Stefano Lin e Paola Balboni[1]

PROBLEMATICHE E STATO DELL'ARTE
- Stato di conservazione
  - *Anfibi*
  - *Rettili*
- Anfibi e rettili come bioindicatori
- La tutela teorica
- I chirotteri come indicatori ambientali
- Gli impatti negli agro-ecosistemi

METODOLOGIE DI RILEVAMENTO DELL'ERPETOFAUNA

MISURE DI CONSERVAZIONE
- Anfibi
- Rettili

BIBLIOGRAFIA

Caso di studio

ERPETOFAUNA IN DIVERSE CONDIZIONI DI SVILUPPO E DIFFUSIONE DELLE SIEPI NELLA PIANURA BOLOGNESE
(Morisi A., Lin S., Balboni P.)

[1] Centro Agricoltura Ambiente "Giorgio Nicoli" Crevalcore (BO).

Problematiche e stato dell'arte

Stato di conservazione

L'erpetofauna europea è costituita complessivamente da 277 specie (74 anfibi e 203 rettili) da considerare particolarmente vulnerabili alle trasformazioni ambientali (Corbett 1995).

Negli ultimi anni anfibi e rettili stanno evidenziando un notevole regresso generalizzato. I fattori che influiscono sulle popolazioni erpetologiche sono numerosi e possono essere sia diretti che indiretti (AA.VV. 1999a). In particolare costituiscono fattori limitanti diretti la frammentazione degli habitat e la creazione di barriere (con conseguente disgregazione degli areali di distribuzione delle specie, isolamento delle popolazioni e morte massiva degli individui al momento delle migrazioni locali riproduttive), la diffusione di infrastrutture che costituiscono trappole (pozzetti, tombini, caditoie stradali), la distruzione e il degrado degli ambienti elettivi di riproduzione, l'introduzione di sostanze estranee ai cicli naturali (in *primis* pesticidi dalle aree coltivate, metalli pesanti dalle acque reflue stradali e produttive), l'immissione e la diffusione di specie alloctone (competitrici o in grado di esercitare predazione[2]), la cattura diretta e l'uccisione da parte dell'uomo (sia per motivi alimentari[3], sia per ataviche superstizioni). A livello indiretto interagiscono negativamente con le specie erpetologiche l'evoluzione accelerata della successione naturale dei luoghi di riproduzione (interramento, prosciugamento, rimboschimento, ombreggiamento) unitamente al venir meno delle dinamiche di formazione di nuove zone umide, i mutamenti macro e micro-climatici (compresa l'intensificazione degli eventi meteorologici estremi), le "piogge acide", la diffusione di malattie (batteriosi e infezioni virali, nonché fungine).

Recenti valutazioni sullo stato di conservazione di anfibi e rettili denotano una riduzione dei contingenti e una crisi generalizzata a livello globale.

Anfibi

Secondo l'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) il 25% delle 5.100 specie di anfibi conosciute rientrano in una delle categorie: "vulnerabile", "minacciata" o "estinta" (Blasi et al. 2005). Rane, rospi, salamandre e tritoni stanno attraversando un drammatico declino in ogni parte del pianeta (Kiesecker et al. 2004). Importanti riviste come *Nature*, o il rapporto annuale del *World Watch Institute*, hanno da tempo messo in evidenza il declino delle specie di anfibi, che sembra non interessare una singola regione, bensì tutto il pianeta (Gustin 2001). Si sa, quindi, che il declino degli anfibi costituisce un fenomeno globale, ma non si è ancora in grado di comprenderne la portata, se non che questo gruppo di organismi risulta essere il più minacciato di estinzione a livello mondiale (Inglisa 2001). Il loro "tracollo" è in atto ormai da lungo tempo tanto da non poter più essere considerato una normale fluttuazione demografica dovuta a cause naturali. Uno studio pubblicato su *Nature*, frutto della collaborazione di più di duecento erpetologi di 37 nazioni diverse, ha analizzato circa un migliaio di popolazioni di anfibi distribuite su tutto il pianeta per un totale di 157 specie. Dalla ricerca emerge una diminuzione su scala planetaria del 15%, tra il 1960 e il 1966, e un successivo calo del 2% annuo dal 1966 al 1997.

Il declino degli anfibi riguarda non soltanto le popolazioni poste nei territori più

[2] Il problema dell'introduzione di organismi alloctoni competitori e/o predatori delle specie autoctone è molto serio. Talune specie, come il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarckii*), la testuggine della Florida dalle orecchie rosse (*Trachemys scripta elegans*), la rana toro (*Rana catesbeiana*), sono ormai diffuse nel territorio e costituiscono importanti fattori limitanti per l'erpetofauna della pianura. Per le ultime due è stata recentemente vietata l'importazione ai sensi del Regolamento (CEE) n. 349 del 2003.

[3] Gli Stati Uniti importano ogni anno cinquanta milioni di rane per uso alimentare, l'Olanda venti milioni, la Germania dieci milioni, la Francia da sola oltre cento milioni (Lambertini 1995). Le rane commercializzate ogni anno si aggirano complessivamente sui duecento milioni di individui. Per la stragrande maggioranza si tratta di rane dell'Asia tropicale (*Rana tiberina, R. hexadactyla, R. limnocharis*). L'India esportava da sola oltre settanta milioni di rane l'anno, oggi i principali esportatori sono Bangladesh e Indonesia. Nei paesi d'origine le rane oggetto di prelievo hanno subito un drastico declino. L'India ha attualmente vietato l'esportazione di rane.

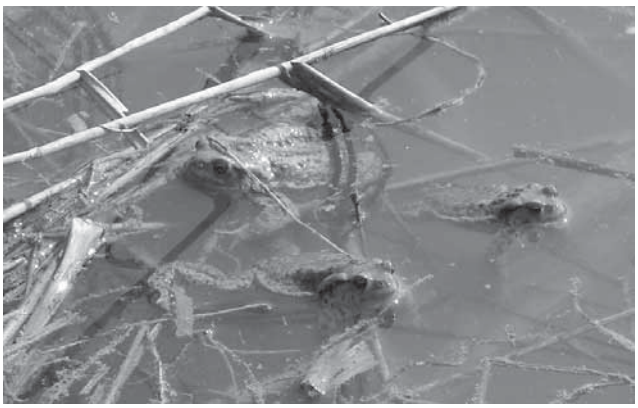
antropizzati, ma anche popolazioni che vivono in ambienti integri. Questo fenomeno ha ormai assunto la denominazione di "sindrome di Monteverde" in riferimento a un caso particolarmente eclatante di scomparsa di una specie, il rospo d'oro (*Bufo periglenes*), estintosi in pochissimo tempo, alla fine degli anni '90, nella Riserva Brillante, in Costa Rica (Phillips 1994, Tuxill 2000).

In Australia il 10% delle specie di rane è rapidamente declinato negli anni '80. Dal 1981 la Riserva Atlantica del Brasile ha perduto 8 delle 13 specie di rane presenti. Ingenti declini delle popolazioni di anfibi sono registrati in Danimarca, Perù, India, Canada, USA e in almeno altri 11 paesi (Bright 1994). Poco si conosce invece degli anfibi africani, sudamericani e asiatici.

Delle 48 specie presenti in Europa, 14 sono considerate a rischio di estinzione e sono inserite nella "lista rossa" dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (Ballasina 1984).

Il fenomeno vale anche per l'Italia. Per gli anfibi, delle 40 specie conosciute (17 urodeli e 23 anuri), 16 sono ormai inserite nel libro rosso delle specie a rischio di estinzione. È ritenuto ormai certo che la totalità delle specie di anfibi presenti nel nostro paese è da considerarsi in sensibile declino e ben 26 specie sono ritenute di interesse comunitario e incluse nella Direttiva Habitat 92/43/CEE (Capula 1995). Molte delle specie di anfibi italiani sono ormai ritenute a rischio di scomparsa, come la rana agile (*Rana dalmatina*) e la rana di Lataste (*Rana latastei*), legate ai boschi planiziali, ma anche raganelle, rospi e tritoni sono ormai citati tra le specie a rischio. I tritoni vengono dati ancora come specie diffuse, ma *Triturus carnifex* sta diventando piuttosto raro in alcune regioni a causa della scomparsa di stagni e paludi nella fascia planiziaria e collinare, mentre *T. vulgaris* sembra riuscire a utilizzare anche scoline e raccolte d'acqua di dimensioni più contenute. Nel caso di specie ritenute diffuse e comuni (come il rospo smeraldino *Bufo viridis* e il rospo comune *Bufo bufo*) si segnalano la rarefazione di molte popolazioni e la loro scomparsa da località in cui risultavano originariamente abbondanti (Blasi et al. 2005).

Rospo smeraldino (*Bufo viridis*) (foto S.Lin).



Rospi comuni (*Bufo bufo*) in fase di deposizione delle uova (foto A.Morisi).

Il declino degli anfibi sta preoccupando notevolmente gli ecologi in quanto può essere il sintomo di un profondo e diffuso deterioramento ambientale e può comportare una ulteriore crisi per gli altri gruppi animali per i quali costituiscono una fondamentale risorsa trofica.

Rettili

In generale le 55 specie di rettili (di cui 3 sicuramente introdotte) che appartengono alla fauna italiana mostrano un grado di vulnerabilità inferiore rispetto agli anfibi e sembrano resistere meglio alle trasformazioni ambientali determinate dall'uomo (Blasi et al. 2005).

Inoltre alcune specie risultano favorite dai processi di ecotonizzazione indotti dall'uomo in ecosistemi come quello forestale. La realizzazione di favorevoli condizioni ambientali, che richiamano tipicamente gli ecotoni foresta-prateria, vale in particolare per l'ambito territoriale di pianura che registra, da alcuni anni, segni sostanziali di inversione di tendenza, grazie alla diffusione di rimboschimenti e interventi di ricostituzione di neoecosistemi boscati.

Altre specie di rettili, meno legate alle condizioni ecotonali, sono altresì divenute ormai decisamente sinantropiche e hanno colonizzato i centri abitati e le zone urbanizzate. Tuttavia diverse specie (endemiche o localizzate o particolarmente vulnerabili) stanno risentendo fortemente delle alterazioni ambientali indotte dall'uomo.

La testuggine palustre (*Emys orbicularis*), per esempio, viene ritenuta in forte declino a causa delle gravi alterazioni ambientali subite dai corpi idrici e per la competizione con le specie esotiche (in particolare *Trachemys scripta*) introdotte e diffusesi nei suoi habitat specifici. Anche alcuni altri rettili legati agli habitat acquatici (come *Natrix maura*, di solito rilevata in corrispondenza di corsi d'acqua, o *N. tessellata*, più diffusa e legata alle zone umide palustri planiziali) sono da ritenersi in regressione e risentono negativamente delle interferenze antropiche.

In alcuni Paesi europei (come la Svizzera) si può comunque giungere ad avere per i rettili il 79% delle unità tassonomiche in condizione di "specie minacciata" (Monney e Meyer 2005) a testimonianza del rischio che, in ogni caso, incombe sulle condizioni di conservazione di questo gruppo.

Neonati di testuggine palustre (*Emys orbicularis*) (foto P. Balboni).

Natrice tassellata (*Natrix tessellata*) (foto S. Lin).

Anfibi e rettili come bioindicatori

Lo studio delle popolazioni di anfibi e di rettili negli agro-ecosistemi della pianura può fornire importanti informazioni per la conservazione degli ecosistemi. L'analisi dell'erpetofauna costituisce infatti un significativo parametro di bioindicazione in virtù delle caratteristiche proprie delle specie che appartengono a questo gruppo di organismi. Risulta infatti ormai accertato che anfibi e rettili, piccoli organismi vertebrati provvisti di ridotte capacità di spostamento, reagiscano precocemente alla frammentazione degli habitat, sia terrestri che acquatici (Sindaco R. 2006). Anche la diffusione e la variabilità fanno della fauna erpetologica un valido indicatore ambientale (Schiavo e Ferri 1996). In particolare gli anfibi si prestano a costituire dei bioindicatori privilegiati per la valutazione della qualità degli ecosistemi. La loro sensibilità nei confronti delle alterazioni dei fattori ambientali conferisce a questa classe di animali l'attitudine a rappresentare una sorta di sistema di

allarme precoce del degrado ambientale (Kiesecker et al. 2004). D'altra parte il ruolo degli anfibi come bioindicatori viene rafforzato dall'ampio utilizzo che di essi viene fatto anche in ambiti di analisi differenti: ecotossicologico, biomolecolare, istologico, fisiologico (Andreani et al. 2003) e in proposito esiste un'ampia bibliografia (fenomeni di bioaccumulo, risposta agli impatti e agli stress antropici, sensibilità all'inquinamento da metalli pesanti, da sostanze azotate, da pesticidi, da isotopi radioattivi, ecc.).

In quanto predatori, gli anfibi occupano una posizione elevata nella catena trofica e risultano particolarmente sensibili ai mutamenti delle condizioni ambientali, stante il loro particolare ciclo biologico, in parte acquatico e in parte terrestre, che ne raddoppia la capacità di bioindicazione rispetto alle matrici ambientali di un territorio.

Gli anfibi si prestano a svolgere un ruolo di validi bioindicatori anche perché vengono a trovarsi in intimo contatto con molte componenti dell'ambiente in cui vivono (Blaustein e Wake 1995) anche a causa della pelle umida, delicata e sottile e delle uova prive di guscio che li mettono in diretto contatto con l'aria, l'acqua, il terreno e la luce solare. Inoltre, grazie alla loro limitata mobilità, gli anfibi rappresentano una categoria di bioindicatori con valenza tipicamente locale.

La distribuzione dei gruppi di anfibi è correlata direttamente con le loro esigenze d'acqua, ma anche la temperatura costituisce un importante fattore per la loro esistenza (Mitchell et al. 1991), nonostante usino strategie e adattamenti comportamentali per sopravvivere alle temperature estreme[4]. Sembra effettivamente esistere una relazione diretta tra la ricchezza delle comunità di anfibi e il numero di zone umide presenti all'interno dei frammenti di habitat[5]: i frammenti più ricchi di specie risultano quelli con più zone umide al loro interno (Ficetola e De Bernardi 2002). Nei diversi frammenti di habitat presenti nel territorio possono essere complessivamente ospitate più popolazioni locali e viene quindi consentita la sopravvivenza della specie con dinamiche di metapopolazione. Le specie tipicamente più "terricole", come *Triturus carnifex*, *T. vulgaris*, *Bufo bufo*, *B. viridis*, sembrano avere maggiori difficoltà di spostamento tra i frammenti di habitat, non riuscendo a utilizzare canali e strutture alberate lineari (come invece sembrano fare *Rana* synklepton *esculenta* e *Hyla intermedia*) e risentono quindi di un maggiore isolamento. Il risultato può essere che le popolazioni si concentrino in poche (e magari ricche) comunità, ma con gravi problemi di conservazione nel lungo periodo.

Le diverse specie di anfibi si comportano in modo differenziato rispetto alla loro capacità di colonizzare gli habitat. *Rana* synklepton *esculenta* e *Bufo bufo* possono colonizzare habitat molto eterogenei mentre *R. dalmatina*, *Hyla intermedia*, *Triturus carnifex* e *T. vulgaris* richiedono condizioni ecologiche più specifiche (Pavignano e Giacoma 1986), sia per quanto riguarda la vegetazione acquatica, sia per quanto riguarda le condizioni ambientali circostanti le pozze d'acqua, l'età delle pozze e il grado di interferenza umana con le stesse. Tendenzialmente le due specie di tritone frequentano le raccolte d'acqua con vegetazione lussureggiante che è in grado di fornire il sito per l'ovideposizione, il riparo dai predatori e favorire la presenza del pabulum specifico. In queste condizioni le due specie di tritone tendono a risultare simpatriche, anche se *T. carnifex* risulta il più specializzato necessitando di pozze ampie e profonde senza eccessiva vegetazione acquatica (Pavignano 1988). Nella scelta dell'habitat anche la raganella risulta essere una specie piuttosto selettiva (Stumpel e Hanekamp 1986) e la sua rarefazione in molte aree sembra dovuta alla riduzione delle siepi, delle aree incolte e delle fasce boscate che circondano raccolte d'acqua.

[4] I rospi, per esempio, scavano comunemente gallerie nel suolo sotto la linea del gelo quando si avvicina l'inverno. Altri anuri scavano gallerie nell'humus forestale mentre molti anuri e urodeli trascorrono l'inverno ibernando nel fango sul fondo degli invasi idrici. Durante i periodi di caldo e siccità gli anfibi si ritirano in gallerie o fenditure umide per trascorrervi il periodo critico. Gli urodeli possono ridurre la loro superficie corporea ripiegando gli arti e incurvando coda e corpo (Mitchell et al. 1991).
[5] Intendendo con questo termine le condizioni relittuali che derivano dalla frammentazione di un ecosistema per cause solitamente umane. La frammentazione degli ambienti naturali viene attualmente considerata una tra le principali minacce antropogeniche (si veda, in tal senso, Battisti 2004).

La presenza di *Rana dalmatina* sembra invece risultare limitata nella sua capacità colonizzatrice solo dalla effettiva disponibilità di zone boscate decidue (Pavignano et al. 1990).

Non essendo obbligatoriamente legati all'ambiente acquatico, i rettili risultano distribuiti più uniformemente sul territorio (Bologna e Carpaneto 2005) rispetto agli anfibi e diversamente da questi non sono in grado di intessere strettissimi e diretti rapporti con le condizioni ambientali. Ciò è dovuto alla conformazione anatomica e alle caratteristiche riproduttive. La pelle dei rettili è pluristratificata e fortemente corneificata proprio per opporre una barriera tra il loro corpo e il mezzo aereo o la matrice ambientale. La protezione dalla perdita di umidità vale anche per la struttura delle loro uova, provviste di rigido e ispessito guscio. La mancanza di metamorfosi e il fatto che giovani e adulti condividono le stesse esigenze ambientali, evidenziano minori caratteristiche di bioindicazione da parte dei rettili. Tutto ciò contribuisce a limitare ulteriormente la capacità di questa classe di fornire indicazioni sulla qualità delle condizioni ambientali anche se permane, ovviamente, la correlazione con la presenza di specifici habitat. I rettili infatti sono organismi che prediligono le condizioni ecotonali. La presenza del ramarro (*Lacerta bilineata*) e del biacco (*Coluber viridiflavus*) tra i coltivi denota, per esempio, l'esistenza di condizioni ambientali con spazi erbosi (incolti, prati stabili, arginature) con un minimo di vegetazione arbustiva (siepi e macchie), seppure queste specie si rinvengono anche presso edifici rurali e centri aziendali. Negli habitat di pieno campo queste specie si insediano o sopravvivono solo se si riscontrano aree a terreno saldo, con erbe e vegetazione bassa legnosa, ma anche substrato libero da vegetazione (tipicamente muraglie, sassi, tronchi, macerie) in grado di offrire superfici per la termoregolazione, ma anche nicchie per il rifugio e la deposizione delle uova.

Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*), esemplare maschio in termoregolazione (foto S. Lin).

La lucertola dei muri (*Podarcis muralis*) è da considerarsi una specie piuttosto adattabile che non si lega a condizioni ambientali di particolare pregio. La sua osservazione però è sempre legata ad ambienti assolati ed esposti, con presenza di ruderi, pietre, cataste di legna. Talvolta la sua presenza si rileva sulle vecchie alberature senescenti e ricche di cavità. Questa specie frequenta abitualmente anche muri ed edifici, preferibilmente non abitati.

Tra i rettili legati all'ambiente acquatico, la testuggine palustre (*Emys orbicularis*) risulta essere la specie che rimane più strettamente in contatto con raccolte d'acqua e zone umide, spesso anche grandi canali.

Per il resto l'agro-ecosistema intensivo della pianura non offre, attualmente, condizioni ambientali in grado di garantire la presenza di popolazioni vitali di molte specie erpetologiche, tanto che le specie attese teoricamente non superano di molto la dozzina (Morisi et al. 2005).

La tutela teorica

Per tutte le specie autoctone di anfibi e rettili sono previste, a livello legislativo nazionale diverse forme di tutela. Si tratta, in particolare, delle norme di recepimento della Convenzione di Berna del 1979 e della Direttiva Comunitaria 92/43 (Direttiva 'Habitat'). Queste norme vanno a colmare il vuoto legislativo, esistente fino a pochi anni fa in Italia quando non vi erano leggi o norme che tutelassero queste classi di organismi vertebrati.

La legislazione attuale risulta ancora insufficiente, in quanto prevede solo forme di

tutela e protezione a seconda dell'elenco in cui una specie è considerata. Nessuna sanzione è invece prevista.

Trattandosi inoltre di norme comunitarie, e quindi predisposte a livello sovraordinato e relative a un ambito 'continentale', sono sicuramente più mirate a tutelare le specie endemiche e le specie minacciate a livello europeo. Le specie a diffusione più ampia, ma in pericolo solo in ambiti locali, spesso non vengono considerate. Così, ad esempio, il tritone punteggiato (*Triturus vulgaris*), da ritenersi ormai raro negli agro-ecosistemi intensivi della pianura (ma anche, negli ultimi anni, il "non più comune" rospo comune (*Bufo bufo*) non compare tra le specie contemplate dalla Direttiva 'Habitat', mentre lo è la rana verde (*Rana esculenta* "complex"), della quale è quasi ovunque consentita la cattura.
Nell'elenco seguente (tabella 1) sono riportati i diversi gradi di tutela e protezione accordati alle specie erpetologiche teoricamente presenti negli agro-ecosistemi intensivi di pianura[6].

Gli impatti negli agro-ecosistemi

Nei territori ad ampia ed effettiva vocazione agricola, come, tipicamente, la pianura, la definizione di norme di tutela dell'erpetofauna è risultata praticamente ininfluente nei confronti della conservazione delle specie fino a pochi anni fa. Ovviamente l'impatto negativo sulla sopravvivenza di comunità erpetologiche non è imputabile esclusivamente all'attività agricola, ma anche ad una generale alterazione delle condizioni ambientali connesse alle più varie attività antropiche (dall'inquinamento delle matrici ambientali all'alterazione micro e macroclimatica).

Per quanto attiene gli spazi territoriali tradizionalmente utilizzati dall'erpetofauna va però riconosciuto che le tecniche di agricoltura intensiva applicata su vasta scala sono risultate, evidentemente, decisamente incompatibili con la presenza non solo di popolazioni erpetologiche vitali, ma anche di singoli individui.

Testuggine palustre vittima di triturazione della vegetazione spondale (foto A. Morisi).

Le tecniche di gestione del territorio possono impattare significativamente sulla conservazione dell'erpetofauna della pianura (foto S. Lin).

L'eliminazione fisica di ogni spazio non coltivato tra i campi (arrivando all'estremo del drenaggio sotterraneo che si antepone alla presenza delle scoline, ma anche alle nuove forme di appoderamento che hanno eliminato persino le cavedagne per aumentare la superficie coltivabile) ha, di fatto, allontanato dall'agro-ecosistema anche le specie erpetologiche meno esigenti, sommandosi all'effetto derivante dall'avvelenamento cronico indotto dal continuo utilizzo di sostanze chimiche di sintesi.

[6] Oltre alla Convenzione di Berna e alla Direttiva Habitat è stata qui inclusa anche la Lista rossa del WWF che riporta il tritone punteggiato e la raganella italiana come specie di cui mancano sufficienti informazioni sullo stato di diffusione e sul grado di rischio di estinzione nel territorio italiano, e che, tra i rettili in questione, considera unicamente la testuggine palustre.

Tabella 1. Tutela e protezione attribuiti alle specie attese per gli agro-ecosistemi di pianura.

	NOME COMUNE	NOME SCIENTIFICO	CONV. DI BERNA (1979)	DIR. 92/43 CEE	LISTA ROSSA WWF
anfibi	tritone crestato	*Triturus carnifex*	All. II	All. B / All. D	-
	tritone punteggiato	*Triturus vulgaris*	All. III	-	DD
	rospo comune	*Bufo bufo*	All. III	-	-
	rospo smeraldino	*Bufo viridis*	All. II	All. D	-
	raganella italiana	*Hyla intermedia*	All. II	All. D	DD
	rana agile	*Rana dalmatina*	All. II	All. D	-
	rana verde	*Rana esculenta* "complex"	All. III	All. E	-
rettili	testuggine palustre	*Emys orbicularis*	All. II	All. B / All. D	LR
	ramarro	*Lacerta bilineata*	All. II	All. D	-
	lucertola muraiola	*Podarcis muralis*	All. II	All. D	-
	lucertola campestre	*Podarcis sicula*	All. II	All. D	-
	biacco	*Coluber viridiflavus*	All. III	All. D	-
	natrice dal collare	*Natrix natrix*	All. III	-	-
	natrice tassellata	*Natix tessellata*	All. III	All. D	-

Tabella 2. Specie erpetologiche attese negli agro-ecosistemi intensivi della pianura bolognese.

NOME COMUNE	NOME SCIENTIFICO	CLASSE E ORDINE
tritone crestato	*Triturus carnifex* (Laurenti, 1768)	Amphibia Caudata
tritone punteggiato	*Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758)	Amphibia Caudata
rospo comune	*Bufo bufo* (Linnaeus, 1758)	Amphibia Anura
rospo smeraldino	*Bufo viridis* Laurenti, 1768	Amphibia Anura
raganella	*Hyla intermedia* Boulenger, 1882	Amphibia Anura
rana agile	*Rana dalmatina* Fitzinger in Bonaparte, 1838	Amphibia Anura
rana verde	*Rana esculenta* "complex" Linnaeus, 1758	Amphibia Anura
testuggine palustre	*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758	Reptilia Testudines
ramarro	*Lacerta bilineata* Daudin, 1802	Reptilia Squamata
lucertola muraiola	*Podarcis muralis* Laurenti, 1768	Reptilia Squamata
lucertola campestre	*Podarcis sicula* Rafinesque Schmaltz, 1810	Reptilia Squamata
biacco	*Coluber viridiflavus* Lacépède, 1789	Reptilia Squamata
natrice dal collare	*Natrix natrix* (Linnaeus, 1758)	Reptilia Squamata
natrice tassellata	*Natix tessellata* (Laurenti, 1768)	Reptilia Squamata

In queste condizioni le norme di tutela non hanno trovato, palesemente, alcuna possibilità di applicazione e intere popolazioni di tritoni, rane e rospi, ma anche le residue, sparute, testuggini palustri che sopravvivevano in condizione di isolamento nelle vecchie vasche per la macerazione della canapa, sono via, via scomparse (spesso assieme ai loro stessi habitat). La semplificazione dell'ecosistema dei campi coltivati e la conseguente perdita di biodiversità, avvenute, grosso modo, a cavallo degli anni '80 del secolo scorso, si sono configurate come veri e propri "colpi di grazia" per le specie erpetologiche che erano sopravvissute fino ad allora in modo, tutto sommato, diffuso tra i campi coltivati con metodi che lasciavano comunque spazio a elementi semi-naturali (classicamente la piantata, il macero, la siepe, l'area prativa con terreno saldo, il fosso, il filare alberato). Proprio questi spazi semi-naturali rappresentavano o contenevano le nicchie ecologiche funzionali alla presenza di anfibi e rettili, talvolta (come nel caso, per esempio, delle rane verdi, ma anche dei ramarri) in modo che addirittura ne veniva favorita la diffusione. Si può infatti dire con ragionevolezza che l'agricoltura tradizionale favoriva, magari empiricamente e indirettamente, una certa diversità biologica che contribuiva, a sua volta, al mantenimento di equilibri e all'interno della quale la componente erpetologica era ben rappresentata.

Metodologie di rilevamento dell'erpetofauna

Le metodiche applicabili per operare il campionamento dell'erpetofauna in un sito possono essere varie e la loro integrazione porta, normalmente, al migliore risultato teorico. I rilevamenti dell'erpetofauna in pianura prevedono sopralluoghi nei mesi primaverili e autunnali per l'osservazione diretta e l'ascolto dei richiami riproduttivi o territoriali degli anfibi. Il riconoscimento al canto risulta particolarmente utile per bilanciare l'elusività degli organismi di questa Classe[7]. L'osservazione diretta[8] viene facilitata dall'impiego del binocolo[9].

La verifica della presenza delle forme larvali di anfibi può avvenire attraverso campionamenti utilizzando guadini di maglia metallica, o di nylon, provvisti di manico rigido telescopico. Le retinate manuali consentono di verificare l'avvenuta riproduzione di specie di anfibi (come i tritoni) di cui, altrimenti, è difficile controllare la compiuta deposizione delle uova. Per gli anuri si può più agevolmente verificare la presenza di ovature, mentre per i tritoni, deponendo singole uova, l'esame è più complicato.

Campionamento con raccolta manuale di girini di rospo smeraldino (*Bufo viridis*) in scoline poste tra i campi coltivati. (foto A. Morisi).

Campionamento di verifica della presenza di anfibi nell'ambito della rete idrografica di bonifica tra le coltivazioni. (foto A. Morisi).

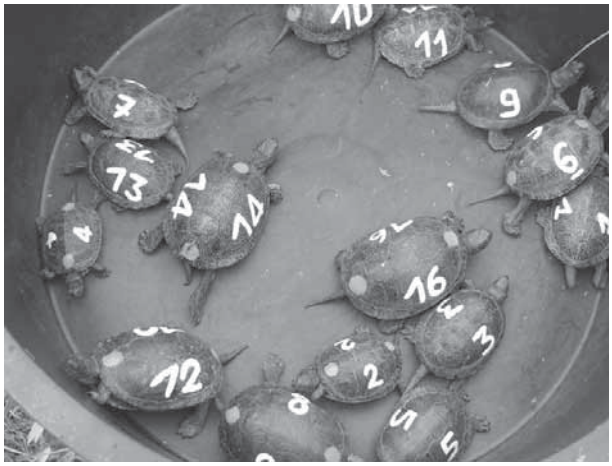
Considerando l'eterotermia dei rettili, i rilevamenti dovranno comprendere gli orari di maggiore attività e/o visibilità delle specie: per i rettili terrestri, nei periodi più freschi, la metà della giornata e nei periodi più caldi l'inizio e la fine della giornata. Nel caso di *Emys orbicularis* e degli altri rettili acquatici l'attività di *basking* (termoregolazione fuori dall'acqua) risulta molto utile per l'osservazione e il conteggio degli individui. Per i rilevamenti è funzionale utilizzare un percorso standard (transetto) significativo degli habitat e delle condizioni ambientali presenti nel sito di indagine. E' opportuno ridurre al minimo la manipolazione dei soggetti studiati. Per il rilievo di dati morfo-biometrici risulta indispensabile l'uso di trappole a caduta (*pit falls*). In questo caso la metodologia di indagine deve prevedere anche l'apposizione di barriere in PVC e il posizionamento di *pit falls* interne ed esterne rispetto a queste ultime. Il tipo di trappola utilizzato è, in genere, costituito da coni in PVC infissi nel suolo. La verifica delle catture (*trap-nights*: numero di trappole/notti di campionamento) deve avvenire con immediatezza per evitare il rischio di predazione degli individui trappolati o la loro morte.

[7] Per l'ascolto e il riconoscimento dei canti emessi sott'acqua esiste la possibilità (più complessa) di fare ricorso a strumentazioni specifiche, quali l'idrofono.

[8] Condotta ovviamente con tutte le accortezze del caso tenendo conto delle caratteristiche comportamentali dei soggetti erpetologici, come il fatto che i rettili sono molto sensibili alle vibrazioni del terreno e ai movimenti bruschi, che anfibi e rettili percepiscono relativamente i movimenti lenti e continui, che frequentano habitat preferenziali (limitare delle zone boscate, argini dei canali, margini di pietraie e roveti), che spesso tornano, dopo pochi minuti, con circospezione al luogo da cui sono fuggiti o da cui si sono tuffati. Il modo migliore di procedere nel corso di un rilievo erpetologico consiste nel posare i piedi sul suolo con molta morbidezza, prima sul bordo esterno e poi sulla pianta, delicatamente, con movimenti lenti e continui (Lapini 1983).

[9] Una ottica 8x36 risulta particolarmente utile in considerazione della ridotta distanza minima di messa a fuoco, pari a circa 3 m.

Rilievo presenza erpetofauna in corso d'acqua naturale. (foto A. Morisi).



Marcatura incruenta di testuggini palustri (*Emys orbicularis*) (foto A. Morisi).

Occorre poi considerare che *Hyla intermedia*, grazie alle ventose che porta sulle estremità delle dita, può agevolmente sfuggire alle trappole e che, in generale, i rettili sono assai meno catturabili con le trappole a caduta (Mazzotti 2006) per cui è necessario intensificare gli altri metodi di osservazione.

Per lo studio della densità delle popolazioni e lo spostamento degli individui sono operabili marcature non traumatiche tramite l'applicazione di piccoli marchi e timbri mediante l'utilizzo di azoto liquido (Bigazzi e Fellegara 1993) e si può quindi provvedere ad attività di cattura/marcatura/rilascio/ricattura. In altri casi, in alternativa alla marcatura fisica, è possibile provvedere al riconoscimento degli animali mediante fotografia e catalogazione dei *pattern* di colorazione che risultano specifici per ogni individuo[10],con relativa costruzione di un data-base specifico. In taluni casi, per esempio con *Bufo bufo* (Francillion-Vieillot et al. 1990) , un metodo spesso utilizzato è l'amputazione di falangi secondo uno schema codificato che renda riconoscibili i singoli individui. Questo tipo di marcatura "cruenta"[11] oggi può più auspicabilmente venire evitata ricorrendo all'utilizzo dei microchip[12], il cui posizionamento, seppur invasivo, è probabilmente meno traumatizzante e, per quanto finora noto, non deleterio per la fitness dell'individuo come la rimozione delle falangi o di parti di esse (Davis e Ovaska 2001, Mccarthy e Parris 2004). In altri casi, per esempio con *Emys orbicularis* (Mazzotti 1990), si procede alla realizzazione di tacche superficiali sulle placche cornee marginali del carapace secondo un metodo che consente di comporre 1.499 combinazioni diverse (Stubbs et al. 1984) rendendo quindi riconoscibile ogni singolo individuo al momento della ricattura. In alternativa è possibile incollare, con mastice al silicone, targhette plastiche numerate sui due lati del carapace delle testuggini a livello della 2a e 3a placca laterale per rendere riconoscibili i diversi esemplari (Mazzotti 1990, Rovero et al. 1996). In questo modo si evita la ricattura in quanto l'identificazione può avvenire usando un binocolo (in particolare quando gli esemplari termoregolano emergendo dall'acqua). In questo modo però non è possibile stimare la popolazione di un determinato sito. Un'ulteriore modalità di marcatura utilizzata per *Bufo viridis* (Rovero et al. 1996) consiste nell'apposizione di una piccola targhetta, numerata individualmente legata con un filo di cotone attorno alle pelvi. Una tecnica di indagine, utilizzabile per i soli anfibi, consiste

[10] Questa tecnica è ovviamente applicabile nel caso di specie che presentano livree adatte e individuo-specifiche ed è normalmente utilizzata per Salamandrina terdigitata e Bombina spp. mentre per le specie erpetologiche di pianura non sono note applicazioni di questa metodologia.

[11] Va peraltro evidenziato il fatto che il prelievo delle falangi era, nel caso citato, anche funzionale alla determinazione delle classi di età e della struttura della popolazione di rospi mediante "analisi scheletrocronologica" di sezioni delle ossa stesse per eseguire il conteggio del numero delle linee di arresto della crescita (LAC), anche se rimane evidente l'impatto sugli individui.

[12] Sono noti esempi di marcatura con microtrasmettitori passivi (Passive Integrated Transponder) per Rana dalmatina (Bernini1998).

nell'esecuzione di censimenti notturni con fari. Tale metodo consente, soprattutto nelle sere di pioggia e durante i periodi di migrazione, di aggiungere completezza al rilevamento delle presenze di anfibi in un determinato territorio (Schiavo e Ferri 1996).

Rilascio di testuggine palustre marcata (foto P. Balboni).

Osservazioni in natura di testuggine palustre marcata (foto P. Balboni).

I problemi derivanti dalla manipolazione degli individui (Arnold e Burton 1985), anche se questa può risultare talvolta funzionale all'identificazione delle specie, vengono spesso sottovalutati. Questa, oltre a costituire un evidente stress, non dovrebbe comportare alcuna lesione, ferita o morte. Appare più opportuno, pertanto, provvedere all'eventuale esame degli esemplari utilizzando, per tempi brevi, sacchetti di plastica trasparente. La maggior parte dei danni può essere infatti causata dall'eccessiva pressione esercitata per trattenere l'animale. La manipolazione degli anfibi dovrebbe comunque essere effettuata con le mani bagnate per evitare di togliere lo strato mucoso che ne ricopre l'epidermide. La maggior parte degli anfibi è sensibile alle alte temperature e anche il prolungato calore emanato da una mano può causare dei danni. Lucertole e serpenti dovrebbero invece essere delicatamente tenuti al collo con pollice e indice, mentre il corpo viene dolcemente trattenuto con il pugno chiuso. Per i serpenti occorre sostenere con l'altra mano il corpo per evitare di procurare gravi lesioni interne all'animale facendolo penzolare.

Misure di conservazione

Anfibi e rettili possiedono prerogative proprie che vanno rispettate per consentirne o favorirne la presenza.

Anfibi

Una misura conservazionistica fondamentale per favorire la tutela delle popolazioni di anfibi consiste sicuramente nella realizzazione dei loro habitat elettivi per la riproduzione. La scarsità di zone umide con acque ferme e libere da predatori rappresenta infatti un serio fattore limitante per questa classe di organismi. Altresì l'aumento del numero di zone umide per frammento territoriale su cui sopravviva una popolazione può rivelarsi una strategia efficace per il mantenimento di comunità ricche di anfibi (Ficetola e De Bernardi 2002). I nuovi siti eventualmente ricreati devono essere collocati in condizioni in cui l'habitat terrestre circostante (almeno quello immediatamente circostante) sia comunque adatto a ospitare gli anfibi adulti (Schlupp e Podloucky 1994), cercando di collocare la nuova raccolta d'acqua all'interno dell' *home-range* delle popolazioni individuate (Ryser e Grossenbacher 1989, Sinsch 1989, Reading 1989)[13].

[13] Le dimensioni dell'home range variano a seconda delle specie considerate: 2.200 mq per *Bufo bufo*, 1.100 mq per *Rana dalmatina*, 800 mq per *Rana temporaria*, 600 mq per *Hyla intermedia* e *Pelobates fuscus*, 400 mq per *Triturus carnifex*.

Per quanto riguarda le dimensioni delle zone d'acqua vi sono diverse superfici di riferimento: in Germania vengono ipotizzati 500-1.000 mq (Podloucky 1989), in Francia 3.000 mq (Epain-Henry 1987), mentre in Italia risultano efficaci anche stagni di 70 mq (Scoccianti 1996). La forma dell'invaso non assume importanza purchè le sponde (o almeno una sponda) siano lentamente digradanti per favorire l'ingresso e l'uscita degli animali, soprattutto i neometamorfosati. Le pendenze raccomandate prevedono rapporti minimi di 3:1, fino a 10:1. E' importante che la sponda posta a sud sia dimensionalmente estesa e poco profonda in modo che l'acqua si riscaldi bene durante il giorno[14]. Il fondo dell'invaso può essere impermeabilizzato mediante argilla compattata, bentonite (Bressi et al. 1996), telo in PVC, vetroresina, cemento, bentomat[15] (Bressi 1996) o altri sistemi che aiutino la permanenza dell'acqua senza il continuo ricorso a rabbocchi.

Nella creazione di nuovi stagni si deve considerare il problema del legame (tramite *imprinting*) che gli anfibi risultano conservare nei confronti dello stagno in cui sono nati (*homing*). A questo problema si può ovviare con lo spostamento solo delle ovature negli stagni di nuova realizzazione (Bressi et al. 1996) evitando quindi l'introduzione di esemplari adulti che potrebbero tendere ad abbandonare l'area per "ritornare" nei siti di nascita.

Creazione di habitat funzionali alla conservazione dell'erpetofauna (foto P. Balboni).

Nuovo habitat per la conservazione dell'erpetofauna ormai evoluto (foto P. Balboni).

Alla realizzazione di nuovi siti funzionali alla riproduzione degli anfibi occorre utilmente affiancare anche un'attività di informazione e sensibilizzazione dell'opinione pubblica, con particolare riguardo a chi risiede nei dintorni, per evitare (o, più verosimilmente, per limitare) il rischio di immissione negli invasi di pesci (ad es. il classico pesciolino rosso), testuggini palustri esotiche o anche piante ornamentali infestanti che inserite anche solo dopo pochi giorni dalla realizzazione del nuovo invaso, compromettano gli sforzi compiuti per la tutela della batracofauna.

Il ringiovanimento mirato delle raccolte d'acqua, che rappresentano i siti riproduttivi per molte specie di anfibi, può costituire un ulteriore intervento gestionale efficace in grado di favorire specie come *Triturus carnifex* e *T. vulgaris*, ma anche di specie particolari come *Rana latastei*. In alcuni casi, interventi a contenuto impatto ambientale eseguiti nei periodi meno invasivi e consistenti nel risezionamento di pozze e canalette mediante l'asportazione del fango dal fondo e la riapertura delle teste di fontanili interrati, ha consentito una ripresa, numericamente significativa, delle popolazioni di questo endemita della pianura padano-

[14] Un'ampia zona in cui l'acqua raggiunga una maggiore temperatura sembra risulti funzionale all'accrescimento e alla sopravvivenza dei girini (Benson 1982, Beebe 1986, Langton 1990).

[15] Il bentomat è un doppio telo di polipropilene contenente granuli di bentonite, argilla notoriamente provvista di un elevato potere impermeabilizzante.

veneta di cui si stava registrando il progressivo declino (Ferri et al. 1992).

Anche le condizioni microclimatiche e dell'habitat possono risultare decisive per favorire la presenza delle rane rosse planiziali. *Rana dalmatina* e *R. latastei* necessitano infatti dell'ambiente boscato e umido, ma mentre la prima riesce a diffondersi, seppure con contingenti contenuti, anche in contesti più secchi, come le brughiere continentali, le praterie e gli ambienti sabbiosi litoranei, la seconda si rivela stenoigra, non tollerando situazioni che per diversi mesi all'anno offrono bassi valori di umidità (Pozzi 1976). Umidità dell'aria e del suolo costituiscono quindi condizioni ambientali limitanti sulle quali bisogna cercare di influire per favorire la conservazione delle rane rosse.

In determinati casi, specificamente per *Bufo viridis*, le preferenze eco-etologiche all'utilizzo di pozze e raccolte d'acqua effimere e labili, oppure artificiali, come le fontane, rende opportuno, per favorire questa specie, il ricorso a interventi frequenti di rifacimento o realizzazione ex-novo di invasi. Questa specie sembra essere caratterizzata da una tale mobilità dei giovani e degli adulti nella fase riproduttiva e da una tale capacità di dispersione da rendere problematici gli stessi interventi di salvaguardia attivati specificamente. Per la difesa dei siti riproduttivi del rospo smeraldino si ipotizzano diverse forme di intervento (Noja 1995):

- "pulizia" annuale della raccolta d'acqua da effettuarsi nei mesi invernali (ottobre-febbraio) o in agosto dopo la metamorfosi degli ultimi girini;
- cattura e allontanamento dei potenziali predatori (pesci, tartarughe, anatre) e, in caso di impossibilità, accatastare pietre presso le rive e introdurre piante acquatiche tipo miriofillo, brasche, ranuncoli acquatici;
- favorire la metamorfosi e il passaggio alla terra ferma mediante collocazione di pietre affioranti sul ciglio dell'invaso;
- le raccolte d'acqua dovrebbero contemplare nelle immediate vicinanze e su parte delle sponde masse di vegetazione intricata e anfratti per poter fornire ai neometamorfosati rifugio e riparo dall'essiccamento;
- qualora praticato, il taglio dell'erba nei dintorni della raccolta d'acqua non dovrebbe essere raso bensì eseguito ad almeno 15 cm di altezza, lasciando peraltro fasce incolte od opportunamente seminate con essenze erbacee fiorifere per attrarre insetti;
- meglio realizzare, se possibile, più stagni alternativi e integrativi presso il sito di riproduzione.

Nel caso di intervento in corrispondenza di un bacino già esistente in cui si voglia favorire la presenza e la riproduzione di anfibi (in particolare rospi), le cui condizioni non siano complessivamente migliorabili (per esempio siano presenti pesci), è stata sperimentata la realizzazione di appositi stabulari che rendano compatibile l'intervento con le strutture preesistenti (Furlani e Pedoja 1992). Si tratta di ampliare verso l'esterno una o più sponde creando una sorta di varice con una lama d'acqua molto ridotta (pochi centimetri), protetta dall'accesso del pesce da una griglia metallica con maglia estremamente fitta nel punto di contatto con l'invaso e ricoperta con una rete plastica, a maglie più larghe, per impedire la predazione da parte degli uccelli. In questi spazi si può procedere anche all'immissione diretta di ovature o girini. Una volta metamorfosati (e, quindi, meno vulnerabili) gli esemplari potranno intraprendere la colonizzazione dell'intero sito.

In determinate condizioni e in presenza di popolazioni che operano importanti migrazioni locali stagionali a scopo riproduttivo, che le portano ad esempio ad attraversare strade, può risultare opportuno provvedere alla realizzazione di interventi di salvataggio diretto degli individui nei periodi critici di spostamento. Le metodiche note per operazioni di questo tipo sono varie e vanno dagli interventi diretti di raccolta degli individui a bordo strada nei momenti critici, all'apposizione di barriere fisse o temporanee che inducono gli individui a portarsi in pochi punti in cui vengono realizzati sottopassi, oppure, posizionate trappole per la loro raccolta, fino alla realizzazione di stagni sostitutivi. Le specie di anfibi interessate

da interventi come quelli richiamati risultano essere, in determinate condizioni, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Rana* sinklepton *esculenta*, *Rana temporaria*, *Triturus carnifex*, *Triturus vulgaris*. Se le barriere protettive (quelle temporanee sembrano offrire le migliori garanzie nel caso di strade a bassa intensità di traffico) sono ben costruite e gli accorgimenti messi in atto sono ben eseguiti si possono raggiungere significative percentuali di salvataggio degli esemplari in migrazione riproduttiva[16]. Queste attività sono però da considerarsi una tappa di transizione verso soluzioni strutturali più definitive in quanto, le soluzioni descritte, richiedono l'intervento di un elevato numero di persone addette alla sorveglianza delle strutture e alla raccolta degli animali (normalmente si ricorre all'aiuto di volontari) e l'obiettivo rimane la realizzazione di tunnel o di stagni sostitutivi gestiti direttamente dalle autorità responsabili della viabilità e della gestione del territorio.

Conservazione ex-situ di *Triturus spp*. (foto A. Morisi).

Cattura e allontanamento di specie erpetologiche alloctone (foto P. Balboni).

Rettili

Anche per i rettili risulta fondamentale, per la loro tutela, intervenire sulla conservazione degli habitat esistenti e sulla creazione di nuove condizioni ambientali specifiche per favorirne la riproduzione, il rifugio e l'alimentazione. La protezione dell'habitat rimane l'unica pratica vitale sul lungo termine per assicurare la sopravvivenza delle specie (AA.VV. 1989a).

Le condizioni ecologiche di riferimento per favorire la presenza dei rettili ruotano attorno ai due principali fattori che ne contraddistinguono le caratteristiche eco-etologiche: la necessità di termoregolazione (sia per gli individui adulti che per lo sviluppo delle uova) e il legame con condizioni ambientali ecotonali. Per assolvere a questi requisiti occorre ricostituire sul territorio spazi specificamente funzionali (AA.VV 1999b).

Aree, non necessariamente estese, con terreno saldo lasciato alla libera evoluzione rappresentano un richiamo per lucertole, ramarri e serpenti terricoli. Anche perché di queste condizioni si avvantaggiano numerose specie di invertebrati che rappresentano il *pabulum* per i rettili citati.

La creazione di un cumulo di sabbia disposto su di una superficie di pochi metri quadrati e ben esposto al sole può rappresentare, anche nella sua semplicità, un importante luogo per la deposizione delle uova di lucertola dei muri (*Podarcis muralis*), lucertola campestre (*Podarcis sicula*), ramarro (*Lacerta bilineata*), natrice (*Natrix natrix*). La funzionalità e attrattiva

[16] La mortalità effettiva (cioè il numero di cadaveri rinvenuti sull'asfalto) può andare incontro a riduzioni dell'ordine del 50% e oltre quando, in aree sprovviste di barriere di protezione, la mortalità per investimento stradale degli individui di una popolazione può giungere al 50-60% durante ogni migrazione (Balletto e Giacoma 1993).

di questo tipo di intervento aumenta se la sabbia viene disposta su di un letto di ciottoli o pietrisco che ne aumenti lo spessore e il drenaggio e crei nicchie favorevoli al riparo degli individui. L'inserimento di sassi di notevole dimensione nello spessore della sabbia, disposti in maniera distanziata nel cumulo, costituiscono nicchie ideali per la deposizione delle uova in quanto favoriscono il riscaldamento delle stesse perdendo più lentamente il calore solare accumulato rispetto alla sabbia in cui sono poste. L'esposizione al sole può essere ulteriormente amplificata addossando il cumulo di sabbia ad un muro esistente esposto a sud oppure costruendone uno apposito (opportunamente dimensionato). La delimitazione del cumulo di sabbia può avvenire mediante tronchi, traversine o pietrame di contenimento. Per garantire buoni risultati nel tempo occorre limitare (ma non eliminare completamente) la crescita della vegetazione erbacea sul cumulo e provvedere a rialzare periodicamente la sabbia discesa e compattatasi a causa delle precipitazioni e del vento. Quest'ultima operazione deve essere svolta in periodo autunnale e prestando in ogni caso molta attenzione durante la movimentazione del substrato sabbioso. La realizzazione di questo intervento in vicinanza di raccolte d'acqua, accumuli di vegetazione o concimaie oppure vegetazione arboreo-arbustiva, può rendere funzionale la misura anche per altre specie di rettili quali, rispettivamente, *Natrix tessellata* e *Emys orbicularis*, *Coluber viridiflavus* e *Anguis fragilis*.

Esemplare di natrice dal collare (*Natrix natrix*) (foto S. Lin).

Anche la creazione specifica di muri a secco, o muri appositamente provvisti di nicchie ed esposti a insolazione diretta, così come l'accumulo di detriti litoidi, rappresentano interventi che favoriscono la presenza di alcune specie di rettili (soprattutto lucertole e serpenti). La stessa cosa può dirsi per la realizzazione di accumuli di legname, legnaie, ammassi di fascine e ramaglie, concimaie, tutte situazioni che offrono alle specie già citate opportune condizioni per il rifugio temporaneo, l'ibernazione, ma anche la ricerca del cibo (AA.VV. 1999b).

Interventi di eliminazione delle specie competitrici esotiche (in particolare *Trachemys scripta*) e di localizzazione e tutela dei siti in cui le femmine depongono le uova rappresentano invece due azioni specificamente funzionali alla conservazione di *Emys orbicularis* (Bologna e Carpaneto 2005).

Bibliografia

Problematiche e stato dell'arte

AA.VV. 1989a: The Conservation Biology of Tortoises. International Union for Conservation of Nature, World Wide Fund for Nature - International, The Durrell Institute of Conservation and Ecology at the University of Kent, the American Association of Zoological Parks and Aquariums, Wildlife Conservation International. Kelvin Press, Illinois, U.S.A.

Andreani, P., Cantucci, F., Nascetti, G. 2003: Le rane verdi del complesso Rana esculenta come bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali italiani. - Biologia Ambientale, n. 17 (I): 35-44.

Ballasina, D. 1984: Anfibi d'Europa. Priuli e Verlucca Editori.

Battisti, C. 2004: Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e

metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, Roma.

Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (eds.) 2005: Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Direzione per la protezione della natura, Società Botanica Italiana. Palombi Editori, Roma.

Blaustein, A.R., Wake, D.B. 1995: I mutamenti ambientali e la scomparsa degli anfibi. - Le Scienze n.322: 22-28.

Bologna, M.A., Carpaneto, G.M. 2005: Anfibi. Rettili. In: Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (eds.) 2005. Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Direzione per la protezione della natura, Società Botanica Italiana. Palombi Editori, Roma. Pp. 262-268.

Bright, C. 1994: Il crepuscolo delle rane. - World Watch, edizione italiana: 38-40. Legambiente.

Capula, M. 1995: S.O.S. Anfibi Italia. Panda, n. 10(XXIX): 27-29.

Corbett, K. 1995: Protezione dell'erpetofauna. - Naturopa, n. 79: 12-13.

Ficetola, G.F., De Bernardi, F. 2002: Anfibi dell'hinterland milanese: struttura della metacomunità e indicazioni gestionali. - Natura Soc. it. Sci. Nat. Museo civ. Stor. nat. Milano, n.94(1): 19-29.

Gustin, M. 2001: Un mondo senza anfibi. - Ali Notizie, n. 5(XXXVI): 8-9.

Inglisa, M. 2001: Allarme anfibi. - Oasis, n.2(XVII): 32-39.

Kiesecker, J.M., Belden, L.K., Shea, K., Rubbo, M.J. 2004: Rane, parassiti e nuove malattie. - Le Scienze, n. 432: 96-105.

Lambertini, M. 1995: Chi si mangia le cosce di rana? - Oasis, n. 10(XI): 105.

Mitchell, L.G., Mutchmor, J.A., Dolphin, W.D. 1991: Zoologia. Zanichelli, Bologna.

Monney, J.C., Meyer, A. 2005: Lista Rossa delle specie minacciate in Svizzera. Rettili. Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio (UFAFP), Berna, Svizzera.

Morisi, A., Balboni, P., Boriani, L., Lin, S. 2005: Monitoraggio naturalistico di interventi di rinaturazione finalizzati all'arricchimento della rete ecologica di cinque Comuni della pianura bolognese. Centro Agricoltura Ambiente, Crevalcore (BO).

Pavignano, I. 1988: A multivariate analysis of habitat determinants for Triturus vulgaris and Triturus carnifex in North Western Italy. - Alytes, n. 7: 153-171.

Pavignano, I., Giacoma, C. 1986: Osservazioni sulla distribuzione e sul comportamento riproduttivo degli anfibi presenti in un'area della pianura piemontese. - Riv. Piem. St. Nat. 7: 153-171.

Pavignano, I., Giacoma, C., Castellano, S. 1990: A multivariate analysis of amphibian habitat determinants in north western Italy. - In Amphibia-Reptilia 11(1990): 311-324.

Phillips, K. 1994: Traking the Vanishing Frogs: an Ecological Mistery. St. Martin's Press, New York.

Schiavo, R.M., Ferri, V. 1996: Anfibi e rettili di alcune aree di rilevanza ambientale della provincia di Cremona. - Pianura, Scienza e storia dell'ambiente padano, n.8: 69-94.

Sindaco, R. (ed.) 2006: Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia. Edizioni Polistampa, Firenze.

Stumpel, A.H.P., Hanekamp, G. 1986: Habitat and ecology of Hyla arborea in the Netherlands. - In Rock Z. (Ed.) Studies in Herpetology. Charles University Press, Prague.

Tuxill, J. 2000: Il tramonto degli Anfibi. - World Watch, edizione italiana: 10-19.

Metodologie di rilevamento dell'erpetofauna

Arnold, E.N., Burton, J.A. 1985: Guida dei Rettili e degli Anfibi d'Europa. Franco Muzzio Editore.

Bernini, Barbieri, Vercesi, 1998: - In: AA.VV. Atti del 2° Congresso nazionale della Societas Herpetologica Italica, 6-10 ottobre 1998, Praia a Mare (Cosenza).

Bigazzi, M., Fellegara, I. 1993: Contributo alla conoscenza degli anfibi e dei rettili della provincia di Bologna. - Risorsa fauna, 3/93.

Davis, TM, Ovaska, K. 2001: Individual recognition of Amphibians: effects of toe clipping and fluorescent tagging on the salamander Plethodon vehiculum. - Journal of Herpetology, vol. 35, no.

2: 217-225.

Francillon-Vieillot, H., Giacoma, C., Miceli, M.T., Pagano, M. 1990: La struttura di una popolazione piemontese di Bufo bufo. Atti VI Congresso Nazionale Ass. "Alessandro Ghigi", 22-24 giugno 1989, Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino.

Lapini, L. 1983: Anfibi e Rettili. Carlo Lorenzini Editore, Trento.

Mazzotti, S. 1990: Studio di una popolazione di Emys obicularis L. - Natura e Montagna, n. 3-4(XXXIX): 25-28.

Mazzotti, S. 2006: Metodi di monitoraggio della composizione e struttura delle comunità di Vertebrati del suolo per la bioindicazione. - in Workshop ARPA "Biodiversità e Sviluppo Sostenibile in aree Obiettivo 2 nella provincia di Ferrara", 12 maggio 2006, Ferrara.

Mccarthy, M.A., Parris, K.M. 2004: Clarifying the effect of toe clipping on frogs with Bayesian statistics. - Journal of Applied Ecology, vol. 41, no. 4, pp. 780-786.

Rovero, Lebboroni, Chelazzi, 1996: - In: AA. VV. Atti del 1° Congresso nazionale della Societas Herpetologica Italica (S.H.I.), 2-6 ottobre 1996, Torino.

Schiavo, R.M., Ferri, V. 1996: Anfibi e rettili di alcune aree di rilevanza ambientale della provincia di Cremona. - Pianura, Scienza e storia dell'ambiente padano, n.8: 69-94.

Stubbs, D., Hailey, A., Pulford, E., Tyler, W. 1984: Population Ecology of European Tortoises: Review of Field Techniques. - Amphibia-Reptilia, 5: 57-68.

Misure di conservazione

AA.VV. 1989a: The Conservation Biology of Tortoises. International Union for Conservation of Nature, World Wide Fund for Nature - International, The Durrell Institute of Conservation and Ecology at the University of Kent, the American Association of Zoological Parks and Aquariums, Wildlife Conservation International. Kelvin Press, Illinois, U.S.A.

AA.VV. 1999b: Manuale di riuso e valorizzazione dell'edilizia e del paesaggio del delta. Gruppo d'Azione Locale "Delta 2000", Ostellato (FE).

Beebe, T. 1986: Ten year of garden ponds. - British Herpetol. Soc. Bull., n. 17: 12-17.

Benson, P. 1982: Towards a conservation of our native Amphibians. - Herptile, n. 7: 13-18.

Balletto, E., Giacoma, C. 1993: Struttura di popolazione e probabilità di sopravvivenza a medio termine di alcune specie di Anfibi. - Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXI: 135-150.

Bologna, M.A., Carpaneto, G.M. 2005: Anfibi. Rettili. In: Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., Marchetti, M. (eds.) 2005. Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Direzione per la protezione della natura, Società Botanica Italiana. Palombi Editori, Roma. Pp. 262-268.

Bressi, 1996: Nuovi specchi d'acqua. Esperienze di realizzazione, ripristino e gestione di piccoli stagni e dei loro ecosistemi in Comune di Trieste. Gruppo Speleologico San Giusto, Comune di Trieste.

Bressi, Dolce, Pillepich, 1996: - In: AA. VV. Atti del 1° Congresso nazionale della Societas Herpetologica Italica (S.H.I.), 2-6 ottobre 1996, Torino.

Epain-Henry, C. 1987 : Les amenagements pour batraciens de l'autoroute A71 en Sologne: l'avis dubiologiste. In Gestion at protection des amphibiens: de la connaissance aux amenagement. Organisèes par l'Association Francaise des Ingènieurs Ecologues.

Ferri, V., Ludovici, A., Schiavo, R.M. 1992: Problematiche di gestione delle popolazioni di Rana latastei delle riserve naturali lombarde di "Monticchie" e "Le Bine". - Quad. Civ. Staz. Idrobiol., n.19: 131-139.

Ficetola, G.F., De Bernardi, F. 2002: Anfibi dell'hinterland milanese: struttura della metacomunità e indicazioni gestionali. - Natura Soc. it. Sci. Nat. Museo civ. Stor. nat. Milano, n.94(1): 19-29.

Furlani-Pedona, A. 1992: L'impianto di uno stagno artificiale per gli anfibi e la piccola fauna acquatica. - Quad. Civ. Staz. Idrobiol., n. 19: 139-145.

Langton, T. 1990: Amphibians. - In Andrews J., Klinsman D. Gravel pit restoration for wildlife, a practical manual, II. The needs of wildlife. Ed. RSPB, Ashford: 58-59.

Noja, L. 1995: Aspetti della biologia ed ecologia del rospo smeraldino Bufo v. viridis (Laurenti, 1768) nella città di Milano, con indicazioni per la sua conservazione. Tesi Università degli Studi di Milano, Corso di Laure in Scienze Biologiche. Anno Accademico 1994-1995.

Podloucky, R. 1989: Protection of amphibians on roads - Examples and experiences from Lower Saxony. In Amphibians and roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference, Rendsburg, Germany, 7-8 January 1989. Edited by Langton T.E.S. Published by ACO Polymer Products Ltd, England: 15-28.

Pozzi, A. 1976: La rana di Lataste. - In Pedrotti F. (a cura di) S.O.S. Fauna: 349-356. WWF Italia, Roma.

Ryser, J., Grossenbacher, K. 1989: A survey of amphibian preservation at roads in Switzerland. - In Amphibians and roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference, Rendsburg, Germany, 7-8 January 1989. Edited by Langton T.E.S. Published by ACO Polymer Products Ltd, England: 7-13.

Reading, C.J. 1989: Opportunistic predation of common toads Bufo bufo in a drift fence in southern England. - In Amphibians and roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference, Rendsburg, Germany, 7-8 January 1989. Edited by Langton T.E.S. Published by ACO Polymer Products Ltd, England: 105-112.

Scoccianti, C. 1996: Metodi di salvaguardia delle migrazioni di Anfibi minacciate dal traffico stradale. - Biologia Ambientale, n. 2-3: 5-11.

Sinsch, U. 1989: Migratory behaviour of the common toad Bufo bufo and the natterjack toad Bufo calamita. In Amphibians and roads. - Proceedings of the Toad Tunnel Conference, Rendsburg, Germany, 7-8 January 1989. Edited by Langton T.E.S. Published by ACO Polymer Products Ltd, England.

Schlupp, I., Podloucky, R. 1994: Changes in breeding site fidelity: a combined study of conservation and behaviour in the common toad Bufo bufo. - Biological conservation, n. 69: 258-291.

CASO DI STUDIO

Erpetofauna in diverse condizioni di sviluppo e diffusione delle siepi nella pianura bolognese

(Morisi A., Lin S. e Balboni P.)

Introduzione

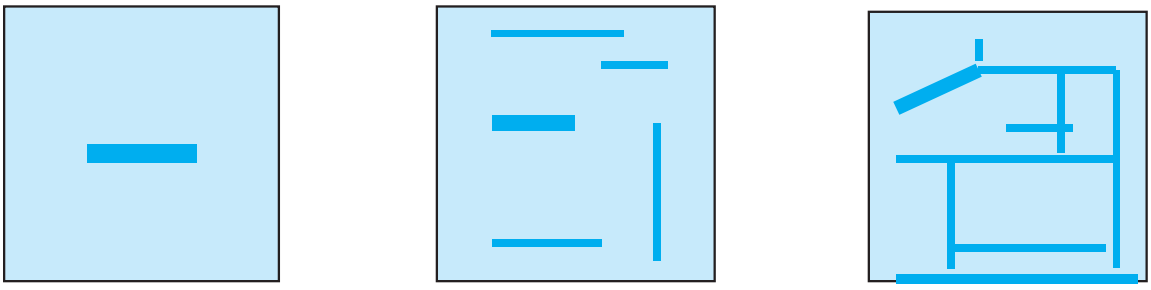
Nella pianura bolognese i principali elementi compositivi del paesaggio di interesse naturalistico sono rappresentati dai corsi d'acqua, che costituiscono elementi di connessione per eccellenza, ma anche da siepi e filari alberati, fasce boscate, cespugliate o prative, vale a dire elementi paesaggistico-ambientali disposti linearmente nella matrice territoriale agricola.

Ci si è posti pertanto la domanda se e come la complessità strutturale di questi spazi naturali fosse correlata con il livello di biodiversità presente.

Si è provveduto pertanto ad attivare una ricerca triennale (2000-2002) che ha comportato l'analisi delle popolazioni di anfibi e rettili viventi in sei siti campione di 25 ettari di superficie ciascuno. In questi contesti si è analizzato cosa accadesse alle comunità biologiche in differenti situazioni territoriali distinguibili per la diversa presenza, struttura e articolazione di siepi, filari, boschetti e maceri[17].

Si è perciò verificato cosa accada nel caso le popolazioni di anfibi e rettili abbiano a disposizione ambienti con differente dotazione e articolazione di siepi e spazi naturali organizzati in modo via via più complesso, fino a formare una rete.

Nel dettaglio, le tipologie dei luoghi scelti come campione di studio hanno compreso:
- due porzioni di territorio con una siepe campestre singola e isolata;
- due porzioni di territorio con un insieme di siepi campestri tra loro non collegate;
- due porzioni di territorio con un sistema di siepi campestri tra loro collegate formanti un reticolo continuo.



A) siepe campestre singola e isolata.

B) insieme di siepi campestri non collegate tra loro.

C) sistema di siepi campestri in reticolo.

Figura 1. Schema esemplificativo delle tipologie dei siti campione individuati per l'analisi della correlazione tra biodiversità e struttura dell'agro-ecosistema.

Tali tipologie sono state individuate in 6 siti (due per ogni tipologia) presenti nel territorio rurale di tre Comuni[18] della bassa pianura bolognese nord-occidentale.

Le tipologie dei siti campione prescelti vengono schematizzate in figura 1.

[17] I maceri sono raccolte d'acqua di forma rettangolare e di poche centinaia di metri quadri di superficie derivanti dagli invasi artificiali che servivano nel processo di lavorazione della canapa per macerarne i fusti in funzione della successiva estrazione della fibra tessile. Perso l'originario ruolo, oggi permangono, in misura ridotta, nel contesto territoriale agricolo moderno assolvendo a una funzione irrigua o vengono lasciati alla libera evoluzione.

[18] Crevalcore, Sala Bolognese e San Giovanni in Persiceto.

Aree di studio

Come "*siepi campestri singole e isolate*" presenti nel territorio (figura 1. tipologia A) sono state scelte due situazioni arboreo-arbustive di significativo sviluppo e maturità con una struttura vegetazionale e una composizione floristica ben sviluppate e differenziate. Al loro interno erano infatti rinvenibili alberature annose, tra cui molte querce farnie monumentali, ma anche salici e pioppi bianchi, olmi campestri, gelsi, frassini meridionali e pi oppi ibridi. Anche la parte arbustiva risultava ben sviluppata e composta da numerose specie, in particolare prugnolo, biancospino, sambuco, olmo e acero campestre. Nello spessore della siepe risultavano comprese, in un caso, una vecchia vasca per la macerazione della canapa che manteneva acqua, esclusivamente di origine meteorica, solamente in alcuni periodi dell'anno e, nel secondo sito, due fossati per lo scolo delle acque dai campi circostanti. Nell'area circostante le siepi l'agricoltura praticata risultava di tipo intensivo e caratterizzata da ampi appezzamenti a seminativo semplice.

Come "*insieme di siepi non collegate tra loro*" (figura 1. tipologia B) sono stati selezionati due gruppi di siepi principalmente costituiti da vecchie piantate[19], non più in produzione e in cui al piede, si era formato uno spesso strato arbustivo, e da altre siepi e macchie arboreo-arbustive disposte nel territorio senza connessione reciproca. La struttura delle piantate abbandonate è data dai tutori vivi (aceri campestri di notevoli dimensioni) e da grovigli di vite, mentre lo strato arbustivo risulta costituito soprattutto da sambuco, biancospino e olmo campestre. La composizione delle altre siepi risulta invece più varia e comprende diverse essenze quali: pioppo ibrido, salice bianco, olmo, biancospino, maclura e prugnolo. La conduzione agronomica dell'area agricola circostante risulta di tipo intensivo (seminativi semplici e colture orticole).

Come "*sistemi di siepi campestri costituenti un reticolo continuo*" (figura 1. tipologia C) sono stati scelti due insiemi di siepi in reciproca continuità e formati da strutture arboreo-arbustive notevolmente diversificate. Oltre a numerose alberature monumentali di farnia e gelso e a esemplari di acero campestre, frassino, olmo campestre, salice bianco, pioppo nero, pioppo ibrido, i due siti ospitano anche siepi con la parte arbustiva notevolmente sviluppata e composta da biancospino, sambuco, prugnolo, rovo, acero campestre, olmo campestre, viburno, ligustro comune, fusaggine. All'interno dell'area e in stretto contatto con il reticolo di siepi, in entrambi i casi sono presenti maceri e raccolte d'acqua. Altri elementi paesaggistico-ambientali presenti nei siti sono rappresentati da alcune vecchie piantate di olmo e acero campestre. Nell'area circostante e frapposta ai due sistemi di siepi risulta essere praticata un'agricoltura intensiva, principalmente a seminativo semplice.

Materiali e metodi

La raccolta dei dati per valutare l'influenza della struttura degli agro-ecosistemi nei confronti delle comunità erpetologiche è avvenuta con una frequenza bimensile e con regolarità durante tutti i tre anni di durata dei rilievi e in tutti i sei siti, per un totale di oltre 200 sopralluoghi eseguiti, di cui più di cinquanta effettuati di notte per rilevare il canto notturno degli anfibi. Complessivamente lo sforzo di campionamento è stato quindi veramente significativo, con circa 800 ore di rilievo.

I sopralluoghi sono stati effettuati nei periodi dell'anno più consoni e utilizzando percorsi standard seguiti nel corso di tutti i rilievi ed effettuati con un analogo tempo di percorrenza. In ogni area sono stati inoltre individuati diversi punti in cui effettuare osservazioni prolungate. Negli stessi punti si è prestata particolare attenzione all'ascolto dei canti (stazioni di ascolto).

[19] Le piantate erano filari alberati posti tra un campo e l'altro fungenti da tutori vivi per l'allevamento della vite. La loro diffusione e densità nel territorio era tale da venire catastalmente individuate come "seminativo arborato". Nel secondo dopoguerra, una volta cessato il loro utilizzo tradizionale, le piantate sono state abbattute in massa. Quelle sopravvissute sono raramente ancora utilizzate con finalità produttive e spesso si sono trasformate in siepi.

Al fine di ottenere dei dati il più possibile omogenei, i rilevamenti sono stati sospesi ogni qual volta intervenissero forti fattori di disturbo (lavori agricoli, caccia o semplicemente persone presenti nel luogo del rilievo), rimandando automaticamente il rilevamento ad altra data.

Per l'individuazione e il riconoscimento delle specie sono stati utilizzati binocoli e guadini per il campionamento. La tecnica di campionamento è sempre stata di tipo *catch and release* e non ha quindi comportato l'uccisione o il danneggiamento di alcun esemplare. L'analisi e il confronto fra i diversi siti sono avvenuti applicando ai dati raccolti alcuni indici:
1. Indice di Shannon e Weaver (diversità). È un indice basato sull'abbondanza proporzionale delle specie e può essere considerato anche un indice di eterogeneità perché combina uniformità e ricchezza di specie.
2. Evenness (uniformità). Considera la distribuzione degli individui nelle diverse specie in modo più o meno uniforme.
3. Jack-knifing (media degli indici considerati). Formula per affinare la stima dei parametri e degli indici precedentemente calcolati sulla base di diverse repliche (in questo caso anni di rilevamento) e ottenere una media dei valori degli indici utilizzati (Burgio 1999).
4. Ricchezza specifica. Riporta il numero di specie rinvenute.
5. Numero di contatti. Riporta il numero complessivo e assoluto di individui (appartenenti a tutte le specie) conteggiati nei singoli siti.

Risultati

Nelle tre diverse tipologie ambientali analizzate il numero di specie rinvenute (Ricchezza specifica) per i rettili è risultato direttamente correlato alla diversificazione dell'ambiente agricolo e alla complessità della sua articolazione strutturale. Pur variando nel corso degli anni (a causa di fattori casuali, della presenza di specie occasionali, del disturbo antropico) il numero di specie è effettivamente risultato minore nelle aree caratterizzate da una siepe singola e isolata, intermedio nelle aree con presenza di siepi non collegate tra loro e maggiore nelle aree dove le siepi sono presenti e sono anche collegate tra loro a formare un reticolo.

Gli anfibi hanno invece evidenziato una correlazione con la presenza di scoline e raccolte d'acqua. Questi dati sembrano riflettere, perciò, le caratteristiche biologiche delle specie anfibie della pianura, soprattutto per quanto riguarda la riproduzione, pur non potendosi escludere che sia comunque l'esistenza di siepi e di altre aree di rifugio a consentire la loro sopravvivenza nell'agro-ecosistema.

Per quanto riguarda il numero di individui riscontrabili nelle diverse tipologie di ambiente agricolo (numero di contatti), i siti che hanno tendenzialmente evidenziato il maggior valore, sia per i rettili che per gli anfibi, sono risultati decisamente quelli con un sistema di siepi reticolare.

In merito alla valutazione della diversità (Indice di Shannon-Weaver), misurata come media mediante la tecnica del *Jack-knifing*, per i rettili si evidenzia una significativa correlazione tra complessità e articolazione dell'ambiente e aumento della diversità. Il risultato porta a identificare decisamente la presenza di una maggiore diversità proprio in corrispondenza di sistemi di siepi relazionati tra loro e, in modo via via calante, una correlazione inversa tra la diminuzione della diversità biologica e la semplificazione dell'ecosistema agricolo.

Gli anfibi hanno invece evidenziato un dato inverso riconducibile, probabilmente, alla netta dominanza di alcune specie sulle altre e al fatto che le specie studiate sono in numero veramente limitato.

Nel caso della valutazione dell'uniformità delle comunità biologiche (Indice di *Evenness*) sono stati raccolti dati che denotano per i rettili un dato simile tra i siti più semplificati e quelli intermedi, mentre quelli più diversificati risultano provvisti di un indice di uniformità maggiore.

Per gli anfibi si ripete il dato inverso già evidenziato per quanto riguarda l'Indice di diversità di Shannon-Weaver.

Bibliografia

Burgio, G. 1999: La misurazione della biodiversità, con particolare riferimento all'entomologia agraria. - Boll. Ist. Ent. "G.Grandi" Univ. Bologna, n. 53: 1-27.

I CHIROTTERI COME INDICATORI DI QUALITÀ DEGLI AGRO-ECOSISTEMI

Alessandra Palladini[1] e Dino Scaravelli[2]

STATO DELL'ARTE
- Generalità
- Chirotteri e conservazione
- La conservazione dei chirotteri in italia
- I chirotteri come indicatori ambientali
- Chirotteri e agricoltura
- Chirotteri e sistemi agro-forestali

METODOLOGIE DI RILEVAMENTO
- Considerazioni generali
- Censimento della chirotterofauna negli agro-ecosistemi di pianura

METODOLOGIE DI ANALISI STATISTICA DEI DATI E DISEGNO SPERIMENTALE
- Cenni sull'utilizzo dei metodi statistici
- Disegno sperimentale

PROPOSTE E RACCOMANDAZIONI

BIBLIOGRAFIA

Casi di studio

PRESENZE DI CHIROTTERI IN FRUTTETI A DIVERSA GESTIONE NELLA PIANURA FORLIVESE (Scaravelli D. e Palladini A.)

INTERAZIONI TRA GESTIONE AGRICOLA, BIODIVERSITÀ E BIOLOGIA: I MAMMIFERI INSETTIVORI E LE LORO PREDE COME BIOINDICATORI (a cura di Palladini A.)

[1] Museo Civico di Ecologia e Storia Naturale di Modena.
[2] Associazione Chiroptera Italica, Forlì.

Stato dell'arte

Generalità

Approssimativamente cento milioni di anni di evoluzione hanno portato l'ordine dei chirotteri a differenziarsi sul globo in quasi 1.100 specie suddivise in due sottordini: megachirotteri e microchirotteri (Koopman 1993). Il primo sottordine comprende una sola famiglia e meno di 200 specie tutte esclusive del "vecchio mondo". Si tratta di animali di dimensioni piccole, medie e grandi, con lunghezza testa-corpo compresa tra 5 e 40 cm e peso oscillante tra 15 grammi e 1,5 Kg o più, caratterizzati da una dieta esclusivamente vegetariana trattandosi di frugivori, nettarivori e mangiatori di polline. In particolar modo in ambiente insulare i megachirotteri sono gli unici impollinatori o dispersori di semi di piante anche economicamente importanti, giocando un ruolo chiave nella struttura delle cenosi forestali. Essendo inoltre responsabili della dispersione dei semi di specie pioniere come *Solanum* e *Piper*, questi chirotteri sono fondamentali nei processi di rinaturalizzazione spontanea delle aree disboscate.

I microchirotteri presentano dimensioni più contenute, con peso che varia da 2 a 196 grammi a seconda della specie, e lunghezza testa-corpo compresa tra 2,9 e 14,5 cm.

Gruppo di grossi *Myotis* nel sottotetto di un edificio (foto di Massimo Bertozzi).

Sono distribuiti dall'equatore ai circoli polari, con picchi massimi di biodiversità in corrispondenza delle regioni tropicali.

La varietà di regimi alimentari che si rinviene tra i microchirotteri non ha eguali negli altri gruppi di mammiferi: frugivori, nettarivori, ematofagi e carnivori sono distribuiti nelle zone tropicali e subtropicali, mentre gli insettivori, che rappresentano la gran parte di questo gruppo contando più di 600 specie, si trovano sopra i 38°N e sotto i 40°S (Kunz e Pierson 1994). Le famiglie che popolano l'Europa si presentano pertanto con regime alimentare esclusivamente insettivoro ed è a questo gruppo di microchirotteri che ci si riferirà nel capitolo usando il termine "chirottero" o "pipistrello", ove non diversamente specificato.

Il loro ciclo annuale si regola, di conseguenza, sulla reperibilità di insetti nel corso delle stagioni: l'attività di foraggiamento, i parti e la cura dei nuovi nati si concentrano in primavera ed estate. A differenza delle specie tropicali, alle nostre latitudini le femmine partoriscono una volta all'anno dando alla luce di norma un unico piccolo, anche se alcune specie partoriscono due cuccioli. La prole viene allattata e curata dalla madre per circa tre-quattro settimane e diventa indipendente attorno al mese e mezzo di età. A fine estate gli animali si dedicano agli accoppiamenti e alla caccia: il torpore in cui cadono durante il giorno, ossia il passaggio da una condizione di omeotermia durante le ore di attività, a uno stato eterotermo durante il riposo, consente loro un consistente risparmio energetico che si traduce in depositi di grasso bruno. Tali scorte permettono agli individui di affrontare il periodo invernale in ibernazione, a meno che non si tratti di specie migratrici, nel qual caso, percorrendo rotte ancora ignote, si portano in quartieri caldi ove svernano fino all'anno seguente.

In Italia questi mammiferi sono attualmente presenti con 35 specie (Agnelli et al. 2004) appartenenti a quattro diverse famiglie, come riportato in tabella 1.

Alcune specie sono state riconosciute solo recentemente tramite analisi molecolare, come

Plecotus macrobullaris e *Plecotus sardus* (Kiefer e Veith 2001, Spitzenberger et al. 2002, Mucedda et al. 2002, Chirichella et al. 2003, Kiefer e Von Helversen 2004, Trizio et al. 2003), o su base fonetica come *Pipistrellus pipistrellus* e *Pipistrellus pygmaeus* (Jones e Barratt 1999).

Nell'arco di pochi anni la check-list dei chirotteri italiani è pertanto passata da 30 (Lanza e Agnelli 2000) a 35 taxa. Un tale incremento è da ascrivere all'intensificarsi della ricerca su questo gruppo di mammiferi ancora poco conosciuti da un punto di vista eco-etologico, nonostante il ruolo fondamentale che essi giocano negli equilibri trofici di svariati ecosistemi. L'elusività, la vita notturna, i rifugi spesso irraggiungibili e la non semplice determinazione specifica di questi animali sono fattori che rendono difficoltoso studiarli e non incoraggiano i ricercatori a dedicarvisi. Malgrado ciò, negli ultimi anni, il numero dei chirotterologi è cresciuto di pari passo con l'attenzione di cui sono oggetto. Al contempo si sono affinate le tecniche di rilievo bioacustico, che consistono nella registrazione dei segnali ultrasonici grazie a un convertitore di frequenza e loro successiva analisi con appositi software, che

Tabella 1. Checklist dei chirotteri italiani secondo Agnelli et al. 2004.

FAMIGLIA	NOME SCIENTIFICO	NOME VOLGARE
Rhinolophidae Rinolofidi	*Rhinolophus blasii* Peters, 1866	Rinolofo di Blasius, Ferro di cavallo di Blasius
	Rhinolophus euryale Blasius, 1853	Rinolofo eurìale, Ferro di cavallo eurìale
	Rhinolophus ferrumequinum Schreber, 1774	Rinolofo maggiore, Ferro di cavallo maggiore
	Rhinolophus hipposideros Bechstein, 1800	Rinolofo minore, Ferro di cavallo minore
	Rhinolophus mehelyi Matschie, 1901	Rinolofo di Méhely, Ferro di cavallo di Méhely
Vespertilionidae Vespertilionidi	*Myotis bechsteinii* Kuhl, 1817	Vespertilio di Bechstein
	Myotis blythii Tomes, 1857	Vespertilio di Blyth, Vespertilio minore
	Myotis brandtii Eversmann, 1845	Vespertilio di Brandt
	Myotis capaccinii Bonaparte, 1837	Vespertilio di Capaccini
	Myotis dasycneme Boie, 1825	Vespertilio dasicneme
	Myotis daubentonii Kuhl, 1817	Vespertilio di Daubentòn
	Myotis emarginatus E. Geoffroy, 1806	Vespertilio smarginato
	Myotis myotis Borkhausen, 1797	Vespertilio maggiore
	Myotis mystacinus Kuhl, 1817	Vespertilio mustacchino
	Myotis nattereri Kuhl, 1817	Vespertilio di Natterer
	Myotis aurascens Kuzjakin, 1935	Vespertilio dorato
	Myotis punicus Felten, 1977	Vespertilio maghrebino
	Pipistrellus kuhlii Kuhl, 1817	Pipistrello albolimbato
	Pipistrellus nathusii Keyserling et Blasius, 1839	Pipistrello di Nathusius
	Pipistrellus pipistrellus Schreber, 1774	Pipistrello nano
	Pipistrellus pygmaeus Leach, 1825	Pipistrello pigmeo, Pipistrello soprano
	Nyctalus lasiopterus Schreber, 1774	Nottola gigante
	Nyctalus leisleri Kuhl, 1817	Nottola di Leisler
	Nyctalus noctula Schreber, 1774	Nottola comune
	Hypsugo savii Bonaparte, 1837	Pipistrello di Savi
	Eptesicus nilssonii Keyserling et Blasius, 1839	Serotino di Nilsson
	Eptesicus serotinus Schreber, 1774	Serotino comune
	Vespertilio murinus Linnaeus, 1758	Serotino bicolore
	Barbastella barbastellus Schreber, 1774	Barbastello
	Plecotus auritus Linnaeus, 1758	Orecchione comune, Orecchione
	Plecotus austriacus Fischer, 1829	Orecchione meridionale, Orecchione grigio
	Plecotus macrobullaris Kuzjakin, 1965	Orecchione alpino, Orecchione montano
	Plecotus sardus Mucedda et al. 2002	Orecchione sardo
Miniopteridae Miniotteridi	*Miniopterus schreibersii* Kuhl, 1817	Miniottero
Molossidae Molossidi	*Tadarida teniotis* Rafinesque, 1814	Molosso di Cestoni

hanno rivoluzionato la ricerca chirotterologica consentendo di raccogliere dati, non solo di presenza delle specie, ma anche di uso dell'habitat, contattando i chirotteri in situazioni in cui precedentemente non era possibile farlo, non essendo l'orecchio umano in grado di percepire i loro segnali sonori.

Tre diverse specie di pipistrello: il serotino (in alto a sinistra), il pipistrello albolimbato (in alto a destra) e il pipistrello di Savi (in basso) (foto di Alessandra Palladini).

Chirotteri e conservazione

A livello internazionale si inizia a parlare di conservazione dei chirotteri negli Stati Uniti negli anni cinquanta (Mohr 1953) e un ventennio dopo in Europa (Racey e Stebbings 1972, Stebbings 1971) e Australia (Hamilton-Smith 1974).

Il coinvolgimento di professionisti del settore (chirotterologi) e di volontari (chirotterofili) aumenta negli anni portando alla fondazione di svariate organizzazioni attive nella tutela di questi mammiferi, come l'americana *Bat Conservation International* e l'anglosassone *Bat Conservation Trust*, che contano rispettivamente 15.000 e 4.000 iscritti.

Nel 1980 si costituisce un gruppo di lavoro specializzato sui chirotteri (*Chiroptera Specialist Group*) in seno alla Commissione per la Sopravvivenza delle Specie dell'IUCN (*International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*) con lo scopo di fare il punto sullo *status* dei chirotteri su scala globale. Le informazioni raccolte portano alla pubblicazione di due piani d'azione, uno per i megachirotteri (Mickleburgh et al. 1992) e uno per i microchirotteri (Hutson et al. 2001), che costituiscono una importante antologia di dati, basilare per implementare azioni di conservazione. Tuttavia non si tratta di una documentazione esaustiva in quanto mancano ancora i dati di distribuzione e abbondanza di numerose specie, pertanto non si ha un quadro completo di tutti i requisiti indispensabili alla tutela dei chirotteri (Racey e Entwistle 2003).

Dal punto di vista normativo i chirotteri sono inseriti in tutte le convenzioni internazionali per la protezione della fauna selvatica. Figurano nella Convenzione di Bonn (23/06/1979), ovvero la Convenzione sulla conservazione delle specie migratorie appartenenti alla fauna selvatica, in particolare nell'Allegato II, in cui sono elencate le specie migratrici con stato di conservazione precario, per la cui tutela e gestione le parti si impegnano a concludere accordi. Diretta conseguenza della Convenzione di Bonn è l'Accordo per la conservazione dei chirotteri in Europa (*Bat Agreement*), stipulato a Londra nel 1991 e rinominato "Accordo sulla conservazione delle popolazioni di chirotteri europei" nel 2000 a Bristol. Nella variazione del titolo risiede un'interpretazione ampia del concetto di tutela della chirotterofauna europea. Oltre alle specie migratrici vengono infatti considerate anche le non migratrici, poiché soggette alle stesse minacce, e per ogni specie si considera inoltre l'areale complessivo di distribuzione, che comprende quindi paesi europei ma anche extra-europei.

Nella Convenzione sulla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa (Berna 19/09/1979) i chirotteri risultano tra le specie di fauna rigorosamente protette (Allegato II) e tra le specie di fauna protette (Allegato III), per cui oltre a esserne vietati la cattura, il disturbo, la detenzione e il commercio, è vietata anche la distruzione intenzionale dei siti riproduttivi e di rifugio.

La presa di coscienza dell'importanza di proteggere gli habitat elettivi delle specie culmina nell'emanazione della Direttiva 92/43/CEE, nota come Direttiva Habitat, che

promuove la conservazione della biodiversità non solo attraverso il rispetto degli animali e dei loro siti di riproduzione e rifugio, ma, nei casi di grave minaccia, anche attraverso la designazione di Zone Speciali di Conservazione per tutte le specie elencate in Allegato II, tra le quali figurano 13 specie di chirotteri europei.

La conservazione dei chirotteri in Italia

In Italia già nel 1939, con il Regio Decreto n. 1016, si vietano la cattura e l'uccisione dei chirotteri di ogni specie. Attualmente è la legge 157 del 1992 sulla protezione della fauna selvatica omeoterma e sul prelievo venatorio a contenere norme di conservazione relative ai chirotteri. In realtà tali norme non sono esplicitamente riferite a loro ma li riguardano, trattandosi comunque di fauna selvatica non cacciabile per la quale è previsto il divieto di abbattimento, di cattura e di detenzione e commercio. Con la legge 104 del 27 maggio 2005 l'Italia aderisce, dopo un lungo iter, all'Accordo sulla conservazione delle popolazioni di pipistrelli europei (*Eurobats* o *Bat Agreement*) del 4 dicembre 1991. Lo Stato si impegna così, oltre a proibire la cattura, la detenzione e l'uccisione deliberata di esemplari, a tutelare gli habitat elettivi per i chirotteri, a individuare siti importanti per la loro conservazione, ad attivare campagne di sensibilizzazione e promuovere programmi di ricerca sulla tutela e gestione di questi mammiferi.

Come è avvenuto negli Stati Uniti e in tutti i paesi europei, anche in Italia è sorta una associazione di ricercatori e appassionati impegnata nello studio e nella conservazione dei chirotteri. Il GIRC Gruppo Italiano Ricerca Chirotteri è attualmente l'organismo nazionale di riferimento in materia di pipistrelli e, in linea diretta con il Ministero dell'Ambiente e l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, ha contribuito, dalla sua fondazione nel 1999 a oggi, a porre le basi per una ricerca di respiro internazionale, in linea con le Direttive europee, e a intraprendere importanti campagne di sensibilizzazione.

I chirotteri come indicatori ambientali

I chirotteri possono essere considerati buoni indicatori ambientali in quanto sono presenti con numerose specie in tutto il globo, occupano essenzialmente tutti i livelli trofici essendosi specializzati in svariati regimi alimentari, selezionano spesso habitat specifici e hanno un ruolo fondamentale in processi ecologici quali la dispersione dei semi, l'impollinazione e il controllo delle popolazioni di artropodi (Medellin et al. 2000).

Risultano inoltre essere particolarmente vulnerabili al degrado ambientale per una combinazione di adattamenti - basso tasso riproduttivo, cure parentali prolungate e lento sviluppo - ottimali in un contesto stabile in cui le popolazioni si mantengono prossime alla capacità portante dell'ambiente (Kunz e Pierson 1994).

Il contesto con cui devono invece rapportarsi i chirotteri, in particolare dal secondo dopoguerra in poi, è in rapida e progressiva evoluzione, caratterizzato da un'incontrollata frammentazione degli habitat a tutte le latitudini e dalla massiccia immissione a livello di ogni sistema ambientale (atmosfera, acqua, suolo) di sostanze inquinanti persistenti (PCB, DDT e suoi derivati, metalli pesanti, ecc.).

L'insieme di questi fattori è causa di grave minaccia per questo ordine a livello mondiale: il *National Bat Habitat Survey* del Regno Unito ha messo in luce come le specie di chirotteri appartenenti alla famiglia dei vespertilionidi presenti sul territorio evitino di foraggiare su aree coltivate, per cui l'intensificazione delle pratiche agricole comporta per questi animali una riduzione delle aree di caccia (Walsh e Harris 1996a, 1996b); l'impiego di pesticidi associato all'agricoltura intensiva si ripercuote negativamente sui chirotteri insettivori come risulta da un campionamento effettuato nell'East Anglia, l'area più intensivamente coltivata del Regno Unito, nella quale i livelli di contaminazione da residui di DDT nei chirotteri sono risultati superiori a qualsiasi uccello insettivoro o carnivoro, con un tasso di metabo-

lizzazione più lento rispetto ai Passeriformi e con passaggio di queste sostanze liposolubili dalla madre al cucciolo durante l'allattamento e loro mobilitazione durante l'ibernazione a causa dell'utilizzo delle riserve di grasso in cui queste sostanze nocive si accumulano (Jefferies 1972). Anche la distruzione delle foreste tropicali incide negativamente su questi animali, come evidenziato da Danielsen e Heegaard (1995) che, dai risultati ottenuti nel loro studio svolto a Sumatra, deducono che il calo di biodiversità tra i chirotteri insettivori sia imputabile alla deforestazione.

Diversi autori (Jennings 2006, Gorresen et al. 2005, Erickson e West 2003, Jaberg e Guisan 2001, Moreno e Halffter 2001, Estrada e Coates-Estrada 2001, Lumsden e Bennett 2000, Walsh e Harris 1996b) hanno notato che alcune caratteristiche biologiche dei chirotteri, in special modo il volo e la longevità, li rendono ulteriormente interessanti come bioindicatori degli effetti delle modificazioni ambientali a scala di paesaggio. Ciò è stato verificato indagando sulla composizione delle loro cenosi in aree concentriche di raggio crescente e verificando l'esistenza di correlazioni con l'ecomosaico (Jennings 2006, Gorresen et al. 2005).

Da ricerche particolarmente recenti (Jennings 2006, Pocock e Jennings in *review*) i chirotteri si sono rivelati buoni indicatori della perdita dei margini, mentre la loro attività non risulta essere influenzata in modo significativo dalla presenza delle sostanze chimiche impiegate in agricoltura. Ciò naturalmente non significa che l'uso di biocidi non abbia comunque degli effetti deleteri sui chirotteri, ma piuttosto che negli studi finora condotti l'impiego di sostanze agro-chimiche non determina modificazioni significative nell'uso che i chirotteri fanno di un'area. Pertanto per questo obiettivo sarà opportuno prendere in considerazione altri *taxa*. In linea generale, in uno studio di verifica della qualità complessiva dell'ambiente, sarebbe sempre opportuno campionare simultaneamente più *taxa* sensibili a diversi parametri per avere un quadro completo della situazione.

In conclusione si può affermare che i diversi studi condotti sia in Europa (Jennings 2006) sia in ambito tropicale (Gorresen et al. 2005, Medellin et al. 2000, Cosson et al. 1999, Ochoa 1992) verificano e confermano l'idoneità dell'impiego dei chirotteri come bioindicatori delle modificazioni ambientali derivate dall'intensificazione agricola, e, allo stesso tempo, invitano ad ulteriori approfondimenti in quanto si tratta di una linea di ricerca estremamente recente.

Chirotteri e agricoltura

Ogni attività antropica ha ripercussioni sulle diverse componenti biotiche e abiotiche degli ecosistemi. L'edilizia e l'agricoltura, che accompagnano l'uomo dall'inizio della sua storia, hanno modificato enormemente il paesaggio creando un mosaico di elementi a diverso grado di naturalità – industrie, centri abitati, giardini, boschi, macchie, campi coltivati, siepi, eccetera – nei quali le diverse specie si sono ora adattate, ora estinte.

In Italia l'agricoltura ha perso il suo carattere tradizionale già a partire dagli anni venti, iniziando un processo di meccanizzazione e innovazione tecnologica che ha portato al boom economico degli anni sessanta. L'impiego di mezzi meccanici associato all'uso di fertilizzanti, fitofarmaci, e all'introduzione di ibridi commerciali, determina un cambiamento radicale nell'aspetto delle campagne: scompaiono le siepi, i campi si fanno più grandi e le colture si concentrano su poche specie (monocolture) coltivate in vaste aree che si mostrano vocate a un tipo di produzione piuttosto che a un'altra.

Ragionando sull'impatto che l'evoluzione degli agro-ecosistemi può avere avuto nei confronti delle popolazioni di chirotteri, gli elementi critici da tenere in considerazione sono fondamentalmente due: la qualità dell'ambiente, in particolare l'effetto dell'introduzione di biocidi e fertilizzanti, e la netta modificazione del paesaggio (scomparsa o drastica riduzione della vegetazione semi-naturale).

L'impiego di sostanze chimiche per distruggere l'entomofauna nociva alle coltivazioni

ormai intensive non è selettivo sul tipo di artropodi che va a colpire e, come si scopre nel corso del tempo, ha effetti anche sugli animali appartenenti a categorie tassonomiche superiori, accumulandosi di livello trofico in livello trofico, e raggiungendo i valori di concentrazione più elevati agli apici delle piramidi alimentari (biomagnificazione). I composti organici clorurati, il cui capostipite è il DDT, i composti organici fosforati e i carbammati condividono infatti la caratteristica di persistere a lungo nell'ambiente e nell'organismo, provocando tossicità ora cronica ora acuta a seconda del principio attivo, e di essere liposolubili, con capacità quindi di stoccaggio nei depositi di grasso degli animali che li ingeriscono.

Il declino che le popolazioni di chirotteri hanno subito a partire dagli anni cinquanta, non è messo in relazione a una riduzione della disponibilità di insetti causata dall'uso dei pesticidi, quanto piuttosto a intossicazioni da DDT e suoi derivati, come dimostrano svariati studi (Braaksma e van der Drift 1972, Clark et al. 1978a, 1978b, 1983, 1987, 1988).

In particolare Clark (1988) individua una serie di caratteristiche che renderebbero i microchirotteri insettivori particolarmente soggetti agli effetti degeneranti degli insetticidi, sebbene questi animali non risultino più sensibili a tali sostanze di altre specie (Luckens e Davis 1965, Luckens 1973). Infatti se, al pari di altri mammiferi e uccelli insettivori, incamerano una maggiore quantità di composti organici clorurati e fosforati rispetto agli erbivori per il processo di biomagnificazione precedentemente citato, l'elevato tasso metabolico dei chirotteri connesso all'attività di volo e alla piccola taglia, richiede l'assunzione di una maggiore quantità di cibo rispetto ad altri mammiferi e agli uccelli, che sono invece o meno attivi, o di dimensioni maggiori. Inoltre, come gli uccelli insettivori, anche i microchirotteri ciclicamente accumulano grasso per le migrazioni, e con esso accumulano anche gli insetticidi che vengono messi in circolo al momento dell'utilizzo di queste riserve energetiche contaminate. Un ulteriore rischio cui sono soggetti i chirotteri è però quello di poterle mobilitare anche durante l'ibernazione. Infine, essendo la vita dei chirotteri piuttosto lunga, con record registrati in natura di trenta e più anni, l'esposizione agli inquinanti è prolungata rispetto ad altri animali insettivori. Il tasso riproduttivo molto basso inoltre, come si addice alle specie longeve, non consente una adeguata ripresa alle popolazioni danneggiate dai pesticidi.

Studi più recenti si sono concentrati sulla relazione tra qualità delle prede disponibili e incremento/decremento delle specie di chirotteri. Lo studio compiuto in Inghilterra sul Rinolofo maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum*), specie prioritaria per la conservazione in Europa e oggetto di un piano d'azione mirato alla sua salvaguardia nell'ambito del *UK Biodiversity Action Plan*, si dedica appunto a implementare le conoscenze sulle necessità alimentari e quindi sulle caratteristiche degli habitat di foraggiamento richiesti da questa specie, per attuare una gestione del territorio volta a incrementarne le popolazioni.

Un'ulteriore novità viene puntualizzata nel lavoro di Wickramasinghe et al. (2003). Lo studio cerca di verificare in che modo l'agricoltura intensiva influenzi la biodiversità e l'uso degli habitat dei chirotteri comparando l'attività degli animali in coppie di aziende biologiche e convenzionali. L'attività dei chirotteri risulta in generale più consistente nelle aziende biologiche nei diversi tipi di ambiente, presso le siepi, così come presso le raccolte d'acqua. La qualità delle acque è ovviamente influenzata dalle sostanze impiegate in agricoltura ed esiste una relazione diretta tra di essa e l'intensificazione delle attività agricole (Berka et al. 2001). L'eutrofizzazione delle acque determinata dall'immissione di liquami può, da un lato, incrementare le popolazioni di alcune specie di insetti e favorire determinate specie di chirotteri (Jennings et al. 1996), mentre dall'altro alcuni inquinanti possono danneggiare gli insetti andando a ridurre la disponibilità di cibo per i chirotteri. Secondo gli Autori allora l'impiego di sostanze chimiche nelle aziende convenzionali può spiegare la diversa frequentazione degli habitat acquatici nei due tipi di aziende e implica che

cambiamenti localizzati nella qualità delle acque possono determinare differenze nell'attività dei chirotteri.

Per quanto riguarda l'assetto del paesaggio, la stretta relazione esistente tra la distribuzione di diverse specie di chirotteri e gli ambienti marginali, come il limitare di boschi e foreste, i filari e le siepi, è ben documentata in letteratura (Racey e Swift 1985, Limpens e Kapteyn 1991, De Jong 1994, Verboom e Huitema 1997, Grindal e Brigham 1998, Verboom e Spoelstra 1999, Wickramasinghe et al. 2003).

Limpens e Kapteyn (1991) individuano tre ragioni fondamentali in base alle quali i chirotteri preferiscono spostarsi seguendo gli elementi lineari del paesaggio: per la presenza di insetti, per il riparo dal vento e dai predatori e come riferimento per l'orientamento. I corridoi vegetati ospitano infatti una quantità relativamente alta di insetti, la cui densità mostra una correlazione positiva con l'altezza della vegetazione piuttosto che con la sua larghezza (Verboom e Spoelstra 1999). Allo stesso tempo forniscono protezione durante gli spostamenti crepuscolari, quando i chirotteri escono dai loro rifugi per portarsi verso le aree di caccia oppure quando fanno ritorno al termine della notte.

Chirotteri e sistemi agro-forestali

Pur non essendo questa la sede per approfondire il discorso sugli ecosistemi agro-forestali, si ritiene interessante citare l'importanza che i chirotteri possono avere anche a fasce altitudinali diverse da quella planiziale.

Uno studio italiano compiuto in un'area rurale montana campana, la valle del Titerno, per comprendere il meccanismo di selezione dell'habitat da parte del Rinolofo eurìale *(Rhinolophus euryale)* (Russo et al. 2002), ha messo in luce come le preferenze ecologiche dei chirotteri li rendano, anche in quest'ambito, dei buoni bioindicatori.
In un mosaico di lecceti, uliveti, pinete, coltivi, vegetazione ripariale arboreo-arbustiva, prati, radure e piccoli centri urbani, gli esemplari seguiti telemetricamente hanno mostrato di spostarsi tra diversi tipi di paesaggio utilizzando la vegetazione ripariale, le siepi e i lembi di bosco per raggiungere aree di caccia disperse nel mosaico e lontane dai siti di rifugio, caratterizzate dalla presenza di piccoli dirupi circondati da uliveti, da frammenti di boschi di latifoglie accanto alle aree coltivate e da lembi di bosco ripariale. I rilievi hanno inoltre mostrato come gli animali evitino gli impianti di conifere i quali, pur se presenti nelle vicinanze del *roost*, non venivano utilizzati come siti di foraggiamento.

Da queste osservazioni si evince come la presenza di vegetazione naturale o semi-naturale relitta (siepi, filari, vegetazione ripariale, boschi di latifoglie) sia strettamente correlabile alla presenza di chirotteri, per cui la tutela di questi animali va di pari passo con la conservazione e il miglioramento di tali componenti del paesaggio.

Le stesse considerazioni sono in sintonia con quanto è risultato da studi compiuti sul Rinolofo minore (*Rhinolophus hipposideros*) in Galles (Schofield 1996, Bontadina et al. 1999) e sul Barbastello (*Barbastella barbastellus*) (Greenaway 2004) in Inghilterra meridionale, nei quali si riconferma l'importanza degli elementi lineari del paesaggio come rotte di volo tra rifugi e aree di caccia, oppure come aree di foraggiamento esse stesse, e la necessità di una gestione dei boschi e dei coltivi volta ripristinare, dove possibile, adeguate connessioni tra gli elementi naturali.

Metodologie di rilevamento

Considerazioni generali

Le diverse tecniche di censimento e monitoraggio della chirotterofauna comprendono l'utilizzo di reti (*mist net*), retini, trappole ad arpa (*harp trap*), *bat detector*, e radiotrasmittenti. La cattura viene eseguita in generale posizionando le *mist net* o le trappole ad arpa lungo i corridoi di volo (per esempio le siepi), presso le aree di caccia o di abbeverata,

all'ingresso dei rifugi, per ottenere informazioni di tipo qualitativo sulla comunità di chirotteri che frequentano un sito e per raccogliere le misure biometriche, gli ectoparassiti, eventuali prelievi di patagio per le analisi genetiche, e così via. L'uso del *bat detector* (rilievo e registrazione degli ultrasuoni) e la tecnica del *radiotracking* (posizionamento di una radiotrasmittente sul dorso degli animali e tracciamento degli spostamenti degli individui così marcati) consentono invece di ottenere informazioni eco-etologiche, per esempio sul tipo di uso che i chirotteri fanno di un'area e sulla selezione degli habitat preferenziali.

Le tecniche qui brevemente citate sono descritte in modo esaustivo nelle linee guida per il monitoraggio dei chirotteri curate da Agnelli et al. (2004) alle quali si rimanda per una panoramica di tutte le metodologie attualmente disponibili e gli iter autorizzativi necessari.

Ciascuna tecnica tuttavia, se utilizzata singolarmente, non è in grado di fornire un'istantanea completa e imparziale della popolazione di una data area (Mitchell-Jones e McLeish 2004). Per esempio i censimenti condotti all'interno degli edifici enfatizzano eccessivamente la frequenza delle specie che vi si rifugiano abitualmente, i *bat detector* non riescono a rilevare la presenza delle specie dalle emissioni ultrasonore più deboli, i conteggi condotti nei quartieri invernali si concentrano sulle specie ibernanti in grotta e posate in zone visibili (pareti o soffitto), mentre le *mist net* tendono a catturare le specie che volano basso o comunque vicino alla vegetazione escludendo le altre. L'associazione di più modalità di lavoro può ovviare a questi inconvenienti, e sarà quindi definita in base allo scopo che ci si propone di raggiungere e alle caratteristiche del territorio in esame.

Censimento della chirotterofauna negli agro-ecosistemi di pianura

Il paesaggio agrario è caratterizzato dalla ripetizione di una serie di elementi - campi coltivati, siepi, laghetti e corsi d'acqua, edifici e infrastrutture (strade, viadotti, ponti, ecc.) - giustapposti in modo ordinato a formare un mosaico ambientale di matrice antropica.

Gli studi condotti in ambiente agricolo per testare l'impiego dei chirotteri come indicatori sono molto scarsi, in particolare ad oggi esiste un unico studio, condotto nel Regno Unito dall'Università di Bristol, che si occupa in modo mirato di questo tema.

Nello specifico indaga per la prima volta sull'idoneità dei chirotteri, degli insettivori e delle loro prede a essere impiegati come bioindicatori dell'intensificazione agricola di pianura e del maggiore o minore impatto delle pratiche agricole intensive.

Per svolgere la ricerca gli autori inglesi (Pocock e Jennings in *review*, Jennings 2006, Wickramasinghe et al. 2003) hanno impiegato tecniche bioacustiche, avvalendosi quindi di rilevatori di ultrasuoni (*bat detector*) collegati a computer portatili e registrando gli ultrasuoni emessi dai chirotteri analizzandoli successivamente con appositi software. Tale analisi consiste nel conteggio dei contatti registrati per ricavare l'abbondanza di attività nell'area di studio, la discriminazione tra segnali di alimentazione (*feeding buzz*) e semplici segnali di navigazione, il riconoscimento a livello di genere, o di specie, attraverso l'osservazione a video dei sonogrammi ottenuti, oppure tramite l'inserimento dei segnali in una rete neurale artificiale (ANN, *Artificial Neural Network*), un modello simulato al computer ispirato al sistema nervoso che, una volta opportunamente istruito con una banca dati di segnali ultrasonori noti, è in grado di determinare con una certa percentuale di confidenza gli ultrasuoni registrati sul campo.

Questa modalità di lavoro è impiegata anche da altri autori in ambienti diversi rispetto a quello agricolo di pianura, ma sempre allo scopo di utilizzare i chirotteri come bioindicatori.

L'americana Stillwater Sciences, per esempio, ha condotto uno studio pilota in ambiente fluviale e forestale ripariale (Stillwater Sciences et al. 2003) utilizzando i chirotteri come bioindicatori dell'andamento di interventi di restauro ambientale. Con l'impiego di *bat detector* collegati a un dispositivo a basso consumo energetico che immagazzina dati su *flash*

memory card ed è alimentato da un piccolo pannello solare, gli ultrasuoni sono stati registrati in modo continuato per tutta la notte e per più notti successive, in diversi punti campione preventivamente individuati nell'area di studio.

Bat detector posizionato su cavalletto (foto di Massimo Bertozzi).

Ciò ha permesso di ricavare dati sulla composizione delle cenosi di chirotteri presenti e di notare che le variazioni nell'attività degli animali ricalcavano di pari passo la disetaneità delle parcelle di bosco impiantate, ossia risultava esserci un'attività maggiore presso le parcelle più mature. In questo studio, alla bioacustica, viene associata anche la cattura tramite reti per avere maggiori informazioni sulla comunità di chirotteri presente. Le sole registrazioni hanno comunque consentito di conoscere quali associazioni di specie frequentano i diversi habitat e pertanto quali specie dominano nelle zone a vegetazione più matura e strutturata. Le tecniche bioacustiche in questo studio pilota sono state quindi sufficienti a suggerire che la misura del livello di attività dei chirotteri rilevabile in un'area può costituire un buon indicatore dell'andamento di un intervento di restauro ambientale.

Sulla base della bibliografia citata e considerando il carattere elusivo dei chirotteri e le difficoltà che comporta il rilievo di animali notturni e volatori, tra le tecniche di monitoraggio attualmente disponibili, i rilievi bioacustici presentano un buon rapporto tra lo sforzo di campionamento e i risultati ottenibili. Infatti, sebbene alcune specie non possano essere percepite a meno che non si trovino a pochi metri dal rilevatore, si tratta di un numero esiguo, e i dati ricavati, oltre a essere qualitativi, sono anche di tipo quantitativo poiché è possibile ricavare una misura dell'abbondanza di attività in una data area. Il *bat detector* fornisce inoltre informazioni sul tipo di uso che i chirotteri fanno di un sito, sia esso una zona di foraggiamento o un corridoio di volo, e l'immagazzinamento dei segnali su supporto digitale può essere eseguito, se necessario, anche senza sorveglianza, per tutta la notte.

In un contesto di sviluppo rurale regolato da misure agroambientali incentivanti l'adozione di pratiche agricole più rispettose dell'ambiente e la conservazione di emergenze naturali e ambientali, il monitoraggio dell'attività dei chirotteri nei diversi habitat agricoli potrebbe funzionare da sentinella dell'andamento degli interventi di miglioramento ambientale eventualmente apportati. Tenendo presente che l'attività di questi animali, come risulta dallo studio dell'Università di Bristol (per dettagli confronta oltre "Casi di studio"), non è influenzata dall'impiego di prodotti agrochimici ma bensì dalla perdita dei margini, ossia dalla scomparsa di siepi e filari e dall'aumento della dimensione dei campi, l'impiego dei chirotteri come indicatori dell'intensificazione agricola potrebbe essere adottato confrontando la differente attività degli animali in aree a diverso grado di intensificazione in termini di: dimensione dei campi, presenza di strutture arboreo-arbustive, dimensioni delle *patch* colturali, ecc.

Poiché la densità di chirotteri in un'area di caccia dipende dalla concentrazione di insetti ed è ad essa proporzionale (Walsh et al. 1993, Walsh e Harris 1996a, 1996b), per approfondire le conoscenze sul rapporto esistente tra le caratteristiche degli habitat e la presenza di chirotteri nell'area analizzata può essere utile, sebbene dispendioso in termini di tempo ed energie, associare ai rilievi bioacustici anche catture con reti e

catture di insetti con sfalci ripetuti in modo standardizzato. Questo tipo di procedimento consente di collezionare le feci prodotte dai chirotteri catturati in loco etrattenuti in sacchetti di tela per un tempo sufficiente e in sede di analisi delle feci, gli insetti campionati serviranno da riscontro e daranno informazioni aggiuntive sulla biodiversità dell'area, consentendo da un lato di raccogliere maggiori informazioni sugli habitat e dall'altro di conoscere più approfonditamente le preferenze alimentari dei chirotteri che vi foraggiano.

Metodologie di analisi statistica dei dati e disegno sperimentale

I metodi statistici utilizzati nell'ambito di uno studio sono fortemente dipendenti dal tipo di ricerca svolto e quindi dal tipo e dalla quantità di dati ottenuti e dagli obiettivi perseguiti dal ricercatore. Risulta pertanto impossibile, nell'arco di poche pagine, generalizzare l'insieme degli approcci adottati a livello nazionale e internazionale in campo chirotterologico, e un tale lavoro esulerebbe inoltre dagli scopi di questa trattazione.

Nel prossimo paragrafo si riportano alcuni esempi tratti da lavori citati in questo capitolo per lo studio dei chirotteri in ambiente agricolo, rimandando, per ulteriori approfondimenti sulle metodologie di analisi statistica dei dati, alla sezione dedicata allo studio delle comunità ornitiche quali indicatori della qualità degli agro-ecosistemi e ai testi di statistica per biologi e naturalisti.

Cenni sull'utilizzo dei metodi statistici

Tentare di comprendere e misurare il mondo naturale porta inevitabilmente al confronto con la variabilità che caratterizza ogni popolazione, e quindi all'esigenza di descriverla e interpretarla. Non essendo possibile contare e misurare realmente ogni singolo individuo o variabile di ogni singola popolazione, si interviene con il concetto di probabilità, ossia si cerca di stimare la probabilità che un qualunque parametro di una popolazione (per esempio la lunghezza media dell'avambraccio di un campione di pipistrelli) sia compreso entro deviazioni note. Una volta raccolti i campioni, le statistiche ad essi applicabili sono ripartibili in due gruppi: i metodi parametrici e quelli non parametrici. I primi si utilizzano con campioni di grandi dimensioni che presentano una distribuzione normale e valgono quindi le proprietà matematiche della curva gaussiana; i secondi si utilizzano invece con campioni di dimensioni ridotte, dalla distribuzione asimmetrica ed in generale con distribuzione non normale.

Nel caso di campioni con distribuzione asimmetrica, come è il caso dei conteggi, è a volte possibile utilizzare comunque i test statistici parametrici previa normalizzazione dei dati tramite idonee funzioni matematiche. Nel caso della distribuzione aggregata, il tipo di distribuzione asimmetrica più diffuso in natura, per normalizzare i dati si procede alla trasformazione logaritmica dei conteggi secondo la formula log10 (x+1), opportuna se si devono appunto eseguire elaborazioni statistiche oltre al semplice calcolo di media, deviazione e varianza.

L'analisi dei campioni con appositi test statistici ha in generale lo scopo di di evidenziare eventuali differenze tra campioni e comprendere se esistono e quali sono le relazioni esistenti tra le variabili in esame. Andando a effettuare il confronto tra due o più gruppi di dati il test statistico assume inizialmente l'ipotesi zero o ipotesi nulla, la quale prevede sempre che non esista alcuna differenza tra i gruppi relativamente al parametro considerato. Se il risultato del test supera il valore critico tabulato in apposite tabelle, l'ipotesi zero è probabilmente da respingere in quanto la differenza tra i gruppi è statisticamente significativa. Si tratta di una probabilità di avere ragione a respingere l'ipotesi, il che implica che esiste anche una probabilità nella direzione opposta, ossia una probabilità di sbagliarsi: la misura del rischio di cadere in errore è data dal livello di significatività del test che può essere scelto a piacere ma è di solito 0,01 (1%) e 0,05 (5%). Questa probabilità è detta valore P e dà una

stima quantitativa della probabilità che le differenze osservate siano dovute al caso, ossia che l'ipotesi zero sia vera. Il *t*-test serve a confrontare le medie di campioni di piccole dimensioni ed è parametrico, ossia ipotizza una ditribuzione normale.

In uno studio condotto in Gran Bretagna dall'Università di Bristol per verificare gli effetti prodotti dall'intensificazione agricola, è stato adottato un modello sperimentale che prevedeva il campionamento di coppie di "unità ambientali" (aziende agricole) che differivano unicamente per una variabile, mantenendo caratteristiche climatiche e ambientali simili (Wickramasinghe et al. 2003). In particolare ciascuna coppia di aziende presenta uno o più habitat ritenuti importanti per i chirotteri ed è stata scelta differenziando il tipo di gestione (biologica e convenzionale). Le differenze rilevate tra le variabili nelle coppie (velocità del vento, temperatura, altezza e lunghezza delle siepi, area dell'azienda, area del pascolo, ecc.) vengono analizzate con il *t*-test per dati appaiati, previa normalizzazione dei dati con la funzione log10(x+1), per verificare che effettivamente le coppie utilizzate fossero confrontabili per tali variabili: il test serve a dimostrare che non c'è alcuna differenza statistica tra le aziende biologiche e quelle convenzionali relativamente alla temperatura media, velocità media del vento, numero totale degli habitat, area dell'azienda e degli habitat campionati, a conferma della validità dei criteri di appaiamento.

Una ulteriore analisi riguarda la ricerca di eventuali correlazioni esistenti tra l'attività dei chirotteri e le variabili ambientali: per farlo si utilizza un coefficiente di correlazione, ossia una statistica che fornisce un indice che misura il grado con cui le variabili sono in relazione tra loro. Considerando sempre lo studio di Wickramasinghe et al., si verificano le eventuali correlazioni esistenti tra l'attività dei chirotteri e le diverse variabili ambientali utilizzando il coefficiente *r* di Spearman per mettere in correlazione il numero dei *feeding buzz*, emissioni ultrasonore che indicano attività di foraggiamento, e l'altezza delle siepi. Il fatto che due variabili siano statisticamente correlate, che cioè il valore di una cambi al variare dell'altra, non va però interpretato come una relazione causa-effetto, in quanto può darsi che la variazione sia dovuta a un terzo fattore non noto o non considerato nell'analisi. Quando due variabili sono legate da un rapporto di causa-effetto, allora è possibile prevedere come cambierà il valore della variabile dipendente al variare della variabile indipendente. La relazione tra le due variabili può essere rappresentata da una retta, detta di regressione, e quindi dall'equazione della linea retta: $y = a+bx$, e la procedura di previsione dei valori di y a partire da quelli di x è detta analisi di regressione.

Nello studio di Verboom e Spoelstra (1999), per esempio, la regressione lineare viene utilizzata per valutare l'attività dei chirotteri in relazione al vento, alla densità e biomassa di insetti e alla distanza dai filari di alberi con lo scopo di capire l'importanza degli elementi lineari per i chirotteri.

Un test molto utilizzato, che esamina le relazioni tra le variabili nelle categorie discrete (o nominali), vale a dire categorie mutualmente esclusive per cui un individuo non può essere incluso in più di una categoria, è il test del *chi*-quadrato. Serve per confrontare le frequenze osservate con quelle attese per comprendere se esiste una relazione tra le variabili esaminate.

In Motte e Libois (2002) il test del *chi*-quadrato viene utilizzato per verificare le relazioni esistenti tra le variabili ambientali dell'area di studio (conifere, caducifoglie, pascolo, seminativo, siepi, ecc.) e la scelta dei territori di caccia da parte del Rinolofo minore (*Rhinolophus hipposideros*). Le relazioni vengono individuate andando a confrontare i valori ottenuti con apposite tabelle di riferimento: quando il valore ottenuto è superiore a quello tabulato allora è statisticamente significativo, ossia esiste una relazione tra le variabili considerate, mentre non vi è relazione se il valore ottenuto è inferiore.

Nel lavoro di Gorresen et al. 2005, condotto in una foresta semidecidua subtropicale

del Paraguay, si sono cercate corrispondenze tra la struttura del paesaggio, considerando tre scale spaziali (1, 3, 5 km), e il variare nella composizione della comunità dei chirotteri censiti. In questo tipo di ambiente i dati di presenza sono stati raccolti tramite *mist netting* poiché per le specie tropicali le tecniche bioacustiche non sono sufficienti a rilevare un consistente numero di specie. L'approccio statistico in questo caso è stato duplice utilizzando: a) la regressione multipla per correlare la presenza e l'abbondanza di specie alle caratteristiche del paesaggio e b) le matrici di correlazione, confrontate con un approccio basato sul modello nullo (Gotelli e Graves 1996), per determinare somiglianze o differenze nella risposta alla struttura del paesaggio alle diverse scale spaziali.

Disegno sperimentale

I lavori riportati in questo testo nascono dalla necessità di andare a verificare se un dato tipo di pratica agricola o un intervento di miglioramento o modificazione ambientale sortisce effetti sulla biodiversità dell'area in esame, in particolare se le diverse specie oggetto di ricerca possono essere impiegate come bioindicatori della qualità degli agro-ecosistemi o dell'efficacia di un intervento di ripristino ambientale, o ancora degli impatti di certe pratiche agricole o di sistemi di coltivazione intensiva.

In quanto componente essenziale della biodiversità, basti ricordare che costituiscono circa il 28% della teriofauna italiana superando per numero di specie persino i roditori, anche i chirotteri possono prestarsi a essere utilizzati a questo scopo.

Nella stesura di un protocollo sperimentale, definiti gli obiettivi principali della ricerca, è innanzitutto opportuno approfondire gli studi realizzati nel settore attraverso un'analisi bibliografica mirata: nella più recente ricerca chirotterologica tuttavia, l'impiego dei chirotteri come bioindicatori è stato preso in considerazione solo in pochi studi realizzati all'estero, per cui il materiale di riferimento è piuttosto scarso.

Poiché le variabili da testare riguardano le modificazioni e conseguenti impatti delle pratiche agricole, saranno presi in esame per esempio la dimensione dei campi, la presenza-riduzione-assenza di vegetazione naturale e semi-naturale (siepi, filari, boschetti, giardini, parchi urbani, ecc.), le diverse tipologie di conduzione agraria (convenzionale, biologica), eccetera.

Considerata la mobilità di questi abili e veloci volatori, l'unità di campionamento potrebbe essere rappresentata dall'azienda agricola, oppure da un'unità di estensione maggiore, come per esempio la fascia planiziale di un territorio provinciale, oppure una regione agraria, e così via, a seconda dell'ampiezza dell'area nella quale si deve svolgere l'analisi.

Il campionamento (rilievi bioacustici) sarà quindi svolto a più riprese, con almeno due ripetizioni per unità di campionamento, in condizioni climatiche paragonabili, ossia con simili valori di temperatura, umidità, forza e direzione del vento, e secondo un cronoprogramma stabilito. Si consigliano almeno due ripetizioni poiché l'attività dei chirotteri in un'area può variare notevolmente da una notte all'altra e inoltre il numero di repliche è una funzione della precisione della stima, per cui raccogliere un maggior numero di dati consente ovviamente di ottenere risultati più attendibili.

Importante da definire è anche l'elemento di campionamento, in questo caso il contatto ultrasonoro o passaggio, registrato tramite il *bat detector* su supporto analogico o digitale e quindi analizzato al computer. Un passaggio (*bat pass* nella letteratura inglese) è definito come una sequenza di due o più *click* di ecolocalizzazione seguita da un periodo di silenzio che separa un passaggio da quello successivo (O'Donnel e Sedgeley 2001). Dal numero dei passaggi si può quindi ricavare una stima dell'abbondanza di attività dei chirotteri per unità di campionamento.

Proposte e raccomandazioni

Sulla base delle conoscenze acquisite grazie a un progetto realizzato in Inghilterra per la conservazione del Rinolofo maggiore (specie inserita nell'Allegato II della Direttiva "Habitat"), che si è occupato approfonditamente dell'alimentazione di questa specie (Ransome 1996, 1997), sono state individuate le aree ritenute critiche per il mantenimento delle sue popolazioni. In particolare è risultato che l'area circostante ciascuna colonia riproduttiva per un raggio di un chilometro è utilizzata dai giovani per imparare a cacciare, mentre una seconda fascia di raggio di 3-4 Km attorno al rifugio costituisce l'area di foraggiamento degli adulti. Le raccomandazioni scaturite da questo lavoro consigliano di limitare le pratiche agricole intensive all'interno della prima fascia mantenendo un pascolo permanente con elevata densità di animali al pascolo per assicurare abbondanza di scarabeidi nei mesi di luglio e agosto, prede chiave nell'alimentazione dei giovani. Viene sconsigliato l'impiego di parassiticidi a base di avermectina negli allevamenti, sostanze che dovrebbero essere utilizzate trattando gli animali solo laddove sia assolutamente inevitabile farne a meno, poiché il loro effetto si ripercuote negativamente sugli scarabeidi. Nella seconda fascia il regime di pascolamento può essere invece più flessibile, purchè una zona sia mantenuta a pascolo permanente, mentre la presenza di zolle erbose può favorire le larve dei Nottuidi, lepidotteri particolarmente graditi a questi pipistrelli. In generale si consiglia di conservare tutte le aree boscate mature semi-naturali, i frutteti e i parchi, di ripristinare le siepi e ridurre le dimensioni dei campi e, dove possibile, sostituire gli impianti di conifere con caducifoglie cercando di ottenere un mosaico in cui, pascolo e vegetazione arborea, si alternino fornendo un elevato numero di potenziali zone di caccia che sono appunto costituite da pascoli circondati da siepi o arboreti.

Al fine di mettere in pratica le raccomandazioni scaturite dal progetto vengono coinvolti i proprietari delle terre comprese nelle aree considerate critiche per il mantenimento delle colonie (a 1 e 4 Km dai *roost*). Il responsabile del progetto negozia degli accordi con i proprietari volti all'implementazione di una serie di opzioni atte a migliorare il paesaggio per le popolazioni di chirotteri. Tra queste, per esempio, è inclusa la conversione di terreno arabile a pascolo per arricchire di prede chiave le aree di foraggiamento, la creazione di larghe fasce erbose arabili ai margini dei coltivi lungo le siepi e il limitare delle aree boscate, il mantenimento e il potenziamento dei corridoi di volo tramite il ripristino delle siepi e la messa a dimora di filari e alberi.

Grazie a questo lavoro sul Rinolofo maggiore sono stati firmati accordi per il ripristino e la piantumazione di 80 Km di siepe nelle aree di sostentamento critiche circostanti i roost, inoltre quasi 400 ettari di terreno erboso sono passati a gestione specializzata per favorire i chirotteri (Longley 2003).

Nel recente lavoro svolto dall'Università di Bristol più volte citato (Jennings 2006), avendo dimostrato che la perdita dei margini è un deterrente per la presenza di chirotteri, in particolare di quelli che si nutrono dei ditteri che sciamano dalla vegetazione, gli autori suggeriscono la ripiantumazione di siepi e la gestione degli habitat di margine.

Nel Regno Unito è stato inoltre messo a punto un vero e proprio manuale redatto appositamente per gli agricoltori e i proprietari terrieri, contenente importanti raccomandazioni che permettono di operare una gestione agraria rispettosa dei chirotteri (AA.VV. 2001). In questo manuale vengono indicati alcuni principi fondamentali sia per la gestione degli habitat selezionati dai chirotteri nel loro insieme, sia, nel particolare, dalle singole specie presenti nel paese.

Considerando che gli habitat chiave per i chirotteri sono le aree boscate, i prati e gli elementi lineari, oltre a laghi e corsi d'acqua, è possibile proporre delle raccomandazioni specifiche (tabella 4) per una gestione agricola rispettosa dei chirotteri ("*bat friendly*"). Per

la compilazione della tabella sono state prese come riferimento le indicazioni fornite nella "Guida alla programmazione delle misure di miglioramento ambientale a fine faunistico" (Genghini e Nardelli 2005) e "Habitat management for bats" (AA.VV. 2001). Tali indicazioni

Tabella 4. Raccomandazioni per una gestione agricola *bat friendly*.

HABITAT E TIPO D'USO	INDICAZIONI GESTIONALI
Corpi idrici: Foraggiamento: i chirotteri si nutrono degli insetti che emergono dall'acqua e che popolano la vegetazione ripariale, e utilizzano le raccolte d'acqua per abbeverarsi.	Creazione e ripristino di punti d'acqua: realizzazione ex-novo di punti d'acqua; mantenimento di un adeguato livello idrico durante l'anno; mantenimento di una fascia di rispetto lungo le sponde costituita da vegetazione erbacea, arbustiva e arborea; diversificazione del fondale per ottenere più livelli di profondità dell'acqua. Gestione delle rive: mantenimento della vegetazione arborea ripariale; limitazione nell'introduzione di pesci poiché un numero eccessivo va a scapito dell'abbondanza di insetti.
Boschi: Foraggiamento: i boschi ospitano una grande varietà di insetti e sono l'ambiente di caccia favorito dai chirotteri specializzati a catturare le prede direttamente sulla superficie delle foglie. Rifugio: i boschi offrono riparo durante la caccia e, nel caso siano presenti alberi cavi, possono fungere da dormitorio per alcune specie.	Riqualificazione di aree boscate di limitata estensione: mantenimento di una fascia perimetrale del bosco a inerbimento naturale, non trattata chimicamente e non sfalciata; conservazione di alberi maturi anche se morti o morenti; diversificazione della struttura del bosco e dell'età degli alberi; sostituzione delle specie alloctone con specie autoctone, posizionamento di cassette nido per chirotteri per aumentare le possibilità di colonizzazione dell'area. Realizzazione di aree boscate di limitata estensione: messa a dimora di macchie arboreo-arbustive a contorno irregolare, con specie vegetali autoctone di caducifoglie, che vadano eventualmente a costituire un elemento di connessione oppure una *stepping stone* tra aree boscate già esistenti; posizionamento di cassette nido per chirotteri per aumentare le possibilità di colonizzazione dell'area.
Prati: Foraggiamento: i prati sostengono una varietà di insetti oggetto di caccia da parte dei chirotteri.	Impianto o gestione di prati: realizzazione e mantenimento di prati polifiti, sfalcio selettivo per ottenere fasce erbose a diversa altezza, divieto d'uso di diserbanti, fitofarmaci, concimi chimici o reflui zootecnici.
Elementi lineari del paesaggio: Foraggiamento: siepi e filari costituiscono importanti zone di caccia. Rifugio: gli elementi lineari del paesaggio offrono riparo ai chirotteri dall'eventuale attacco da parte di predatori nel corso degli spostamenti dal rifugio alle zone di caccia e viceversa, in particolare all'imbrunire e al crepuscolo.	Impianto di siepi arboreo-arbustve e filari di alberi: messa a dimora di nuove siepi e filari di alberi (di specie autoctone) che uniscano, possibilmente, i territori di caccia isolati mettendoli tra loro in comunicazione. Riqualificazione e cura di siepi arboreo-arbustive e di filari di alberi: mantenimento, ai lati della siepe, di una striscia a inerbimento spontaneo, non trattata chimicamente e soggetta a un unico sfalcio nel corso dell'anno; piantumazione di specie arboree o arbustive nelle siepi in modo da renderle prive di interruzioni e quindi utilizzabili come percorso di volo in tutto il loro sviluppo (una discontinuità di 10 m è sufficiente a scoraggiare alcuni chirotteri dal procedere lungo la siepe); inserimento, tra due elementi arborei del filare, di macchie arbustive ed eventuale sostituzione di esemplari arborei in cattivo stato di salute (da evitare la rimozione di alberi senza prevederne la sostituzione); conservazione delle siepi e dei filari esistenti, in particolare di esemplari arborei maturi; installazione di nidi artificiali per chirotteri per aumentare le possibilità di colonizzazione dell'area.

gestionali, volte a rendere gli agroecosistemi più favorevoli ai chirotteri, apportano in realtà beneficio alla fauna selvatica in generale riguardando la messa a dimora di aree vegetate e/o il miglioramento da un punto di vista strutturale della vegetazione esistente, per limitare o eliminare i *gap* esistenti tra aree a diverso grado di naturalità (aumento della connettività in contesti frammentati).

Il rinolofo maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum)* (foto di Massimo Bertozzi).

Bibliografia

Stato dell'arte

Agnelli, P., Martinoli A., Patriarca, E., Russo, D., Scaravelli, D., Genovesi, P. (a cura di) 2004: Linee guida per il monitoraggio dei chirotteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia. Quad. Cons. Natura 19, Min. Ambiente, Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Berka, C., Schreier, H., Hall, K. 2001: Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. - Water, Air and Soil Pollution 127: 389-401.

Bontadina, F., Schofield, H.W., Naef-Daenzer, B. 1999: Habitat preference in lesser horseshoe bats as revealed by radio-tracking. - In: Cruz, M., Kosakiewicz, K. (eds.), VIII European Bat Research Symposium, 23-27 August 1999, Platan, Krakòw, Poland. Abstracts, p. 9.

Braaksma, S., van der Drift, J.W.P.T. 1972: Bat pesticide conflicts. - NTO-News 27: 579-583.

Chirichella, R., Mattiroli, S., Nodali, M., Preatoni, D., Wauters, L.A., Tosi, G., Martinoli, A. 2003: The Adamello-Brenta Natural Park bat community (Mammalia, Chiroptera): distribution and population status. Hystrix – the Italian Journal of Mammalogy 14 (1-2): 29-45.

Clark, D.R., Kunz, T.H., Kaiser, T.E. 1978a: Insecticides applied to a nursery colony of little broen bats (Myotis lucifugus): lethal concentrations in brain tissues. - Journal of Mammalogy 59: 84-91.

Clark, D.R., La Val, R.K., Swineford, D.M. 1978b: Dieldrin-induced mortality in an endangered species, the gray bat (Myotis grisescens). - Science 199: 1357-1359.

Clark, D.R., Clark, D.R.Jr, Stafford, C.J. 1983: Gray bats killed by dieldrin at two additional Missouri caves: aquatic macroinvertebrates found dead. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30: 214-218.

Clark, D.R., Rattner, B.A. 1987: Orthene® toxicity to little brown bats (Myotis lucifugus): acetylcholinesterase inhibition, coordination loss and mortality. - Environ. Toxicol. Chem. 6: 705-708.

Clark, D.R.Jr 1988: How sensitive are bats to insecticides? - Wildl. Soc. Bull. 16: 399-403.

Cosson, J-F., Pons, J-M., Masson, D. 1999 : Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. - Journal of Tropical Ecology, Vol. 15, n. 4: 515-534.

Danielsen, F., Heegaard, M. 1995: Impact of logging and plantation development on species diversity: a case study from Sumatra. - In: O. Sandbukt (ed.). Management of tropical forests: towards an integrated perspective. Pp. 73-92.

de Jong, J. 1994. Distribution patterns and habitat use by bats in relation to landscape heterogeneitv, and consequences for conservation. Ph.D. thesis: Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Erickson, J.L., West, S.D. 2003: Associations of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington. - Biological Conservation, Vol. 109, n. 1: 95-102.

Estrada, A., Coates-Estrada, R. 2001: Species composition and reproductive phenology of bats in a tropical landscape at Los Tuxtlas, Mexico. - Journal of Tropical Ecology, Vol. 17, n. 5: 627-646.

Gorresen, M.P., Willig, M.R., Strauss, R.E. 2005: Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. - Ecological Applications, 15(6): 2126-2136.

Greenaway, F. 2004: Advice for the management of flightlines and foraging habitats of the barbastelle bat Barbastella barbastellus. - English Nature Research reports Number 657.

Grindal, S.D., Brigham, R.M. 1998: Short-term effects of small-scale habitat disturbance on activity by insectivorous bats. - J. Wildl. Manage. 62: 996-1003.

Hamilton-Smith, E. 1974: The present knowledge of Australian Chiroptera. - Australian Mammalogy 1: 95-108.

Hutson, A.M., Mickleburgh, S.P., Racey, P.A. (eds.) 2001: Global Action Plan for Microchiropteran bats. IUCN Gland, Switzerland.

Jaberg, C., Guisan, A. 2001: Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. - Journal of Applied Ecology 38 (6): 1169–1181.

Jefferies, D. J. 1972: Organochlorine insecticide residues in British bats and their significance. - J. Zool. Lond., 166: 245-263.

Jennings, N.V. 2006: Interactions between agricultural management, biodiversity, and life history: insectivorous mammals and their prey as bioindicators. - Research Project Final Report. DEFRA.

Jennings, N.V., Jones, G., Harris, S. 1996: Effects od sewage effluent on the activity of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) foraging along rivers. - Biological Conservation 78: 337-343.

Jones, K.E., Barrat, E.M. 1999: Vespertilio pipistrellus Schreber, 1774 and V. pygmaeus Leach, 1825 (currently Pipistrellus pipistrellus and P. pygmaeus; Mammalia, Chiroptera): Proposed designation. - Bulletin of Zoological Nomenclature, 56(3): 182-186.

Kiefer, A., Veith, M. 2001: A new species of long-eared bat from Europe (Chiroptera: Vespertilionidae). - Myotis 39: 5-16.

Kiefer, A., von Helversen, O. 2004: Plecotus macrobullaris. - In: J. Niethammer and F. Krapp (eds). Handbuch der Säugetiere Europas, Band 4/II: Fledertiere II, Chiroptera II: Vespertilionidae, Molossidae.

Koopman, K.F. 1993: Order Chiroptera. In: D.E. Wilson and D.M. Reeder (eds) Mammal species of the World, a Taxonomic and Geographic Reference. 2nd edition. Smithsonian Institution Press, Washinton, D.C.

Kunz, T. H., Pierson, E. D. 1994: Bats of the World: An Introduction. Pp. 1-46. - In: R. W. Nowak. Walker's bats of the world. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Lanza, B., Agnelli, P. 2000: Chirotteri. Bats Chiroptera Blumenbach, 1779. - In: Spagnesi M., Toso S., de Marinis A. (eds). Iconografia dei mammiferi d'Italia – Italian mammals. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.

Luckens, M.M. 1973: Seasonal changes in the sensitivity of bats to DDT. Pp. 63-75. - In: Deichmann W.B. (ed.). Pesticides and the environment: a continuing controversy. Intercontinental Med. Book Corp., New York.

Limpens, J.G.A.H., Kapteyn, K. 1991: Bats, their behaviour and linear landscape elements. - Myotis 29: 39-48.

Luckens, M.M., Davis, W.H. 1965: Toxicity of dieldrin and endrin to bats. - Nature 207: 879-880.

Lumsden, L.F., Bennett, A.F. 2000: Bats in rural landscapes: a significant but largely unknown faunal component. - Bushcare Grassy Landscapes Conference, pp. 42-50, Environment Australia: Biodiversity Group, Canberra.

Medellin, R.A., Equihua, M., Amin, M.A. 2000: Bat Diversity and Abundance as Indicators of Disturbance in Neotropical Rain forests. - Conservation Biology 14(6): 1666-1675.

Mickleburgh, S.P., Hutson, A.M., Racey, P.A. 1992: Old World Fruit Bats – an Action Plan for their Conservation. IUCN Gland, Switzerland.

Mohr, C.E. 1953: Possible causes of an apparent decline in wintering populations of cave bats. - National Speleological Society News (November) 4-5.

Moreno, C.E., Halffter, G. 2001: Spatial and temporal analysis of alpha, beta and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. - Biodiversity and Conservation, Vol. 10, n. 3: 367-382.

Mucedda, M., Kiefer A., Pidinchedda E., Veith, M. 2002: A new species of long-eared bat (Chiroptera, Vespertilionidae) from Sardinia (Italy). - Acta Chiropterologica, 4(2): 121-135.

Ochoa, J.G. 1992: Venezuela's bats: a case for conservation. - Bats. Vol. 10, n. 3: 10-13.

Pocock, M.J.O., Jennings, N.V. (in review): Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture.

Racey, P.A., Entwistle, A.C. 2003: Conservation ecology of bats. In: Kunz T.H., Fenton M.B. (eds). Bat ecology. University of Chicago Press.

Racey, P.A., Stebbings, R.E. 1972: The status of bats in Britain: a report commissioned by the Fauna Preservation Society from the Mammal Society. - Oryx 11: 319-327.

Racey, P.A., Swift, S.M. 1985: Feeding ecology of Pipistrellus pipistrellus (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. I. Foragin behaviour. - Journal of animal ecology 54: 205-215.

Russo, D., Jones, G., Migliozzi, A. 2002: Habitat selection by the Mediterranean horseshoe bat, Rhinolophus euryale (Chiroptera: Rhinolophidae) in a rural area of southern Italy and implications for conservation. - Biological Conservation, 107 (2002): 71-81.

Schofield, H.W. 1996: The ecology and conservation biology of Rhinolophus hipposideros, the lesser horseshoe bat. PhD thesis, University of Aberdeen.

Spitzenberger, F., Haring, E., Tvrtkovic, N. 2002: Plecotus microdontus (Mammalia, Vespertilionidae), a new bat species from Austria. - Natura croatica 11(1): 1-18.

Stebbings, R.E. 1971: Bats in danger. - Oryx 10: 311-312.

Trizio, I., Patriarca, E., Debernardi, P., Preatoni, D., Tosi, G., Martinoli, A. 2003: The alpine long-eared bat (Plecotus alpinus Kiefer e Veith, 2001) is present also in Piedmont: first record revealed by DNA analysis. - Hystrix, Italian Journal of Mammalogy 14 (1-2): 113-115.

Verboom, B., Huitema, H. 1997: The importance of linear landscape elements for the pipistrelle Pipistrellus pipistrellus and the serotine bat Eptesicus serotinus. - Landscape Ecol. 12: 117-125.

Verboom, B., Spoelstra, K. 1999: Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, Pipistrellus pipistrellus. - Canadian Journal of Zoology 77: 1390-1401.

Walsh, A.L., Harris, S. 1996a: Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. - Journal of Applied Ecology 33: 508-518.

Walsh, A.L., Harris, S. 1996b: Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographic, land class, and local habitat relationships. - Journal of Applied Ecology 33: 519-529.

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. V., Jennings, N. 2003: Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. - Journal of Applied Ecology, 40: 984-993.

Metodologie di rilevamento

Agnelli, P., Martinoli, A., Patriarca, E., Russo, D., Scaravelli, D., Genovesi, P. (a cura di) 2004: Linee guida per il monitoraggio dei chirotteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia. Quad. Cons. Natura 19, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Jennings, N.V. 2006: Interactions between agricultural management, biodiversity, and life history: insectivorous mammals and their prey as bioindicators. - Research Project Final Report. DEFRA.

Mitchell-Jones, A.J., Mcleish, A.P. 2004: Bat workers' manual. JNCC, UK.

Pocock, M.J.O., Jennings, N.V. (in review): Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture.

Stillwater Sciences, Rainey, W., Pierson, E., Corben, C. 2003: Final - Sacramento River Ecological Indicators Pilot Study. Stillwater Sciences.

Walsh, A.L., Harris, S. 1996a: Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. - Journal of Applied Ecology 33: 508-518.

Walsh, A.L., Harris, S. 1996b: Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographic, land class, and local habitat relationships. - Journal of Applied Ecology 33: 519-529.

Walsh, A.L., Hutson, A.M., Harris, S. 1993: UK volunteer bat groups and the British bats and habitats survey. - In: Proceedings of the first European bat detector workshop (ed. Kapteyn K.). Netherlands Bat Foundation, Amsterdam.

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G.V., Jennings, N. 2003: Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification.- Journal of Applied Ecology, 40: 984-993.

Metodologie di analisi statistica dei dati e disegno sperimentale

Gorresen, M.P., Willig, M.R., Strauss, R.E. 2005: Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. - Ecological Applications, 15(6): 2126-2136.

Gotelli, N.G., Graves, G.R. 1996: Null models in ecology. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA.

Motte, G., Libois, R. 2002: Conservation of the lesser horseshoe bat (Rhinolophus hipposideros Bechstein, 1800) (Mammalia: Chiroptera) in Belgium. A case study of feeding habitat requirements. - Belg. J. Zool., 132 (1): 47-52.

O'Donnell, C.F.J., Sedgeley, J.A. 2001: Guidelines for surveying and monitoring long-tailed bat populations using line transects. - Doc Science Internal Series 12. Department of Conservation, New Zealand.

Verboom, B., Spoelstra, K. 1999: Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, Pipistrellus pipistrellus. - Canadian Journal of Zoology 77: 1390-1401.

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G.V., Jennings, N. 2003: Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. - Journal of Applied Ecology, 40: 984-993.

Proposte e raccomandazioni

AA.VV., 2001: Habitat management for bats. A guide for land managers, land owners and their advisors. Joint Nature Conservation Committee.

Genghini, M., Nardelli, R. 2005: Guida alla programmazione delle misure di miglioramento ambientale a fine faunistico. Risultati di un'indagine sulle iniziative realizzate a livello regionale e provinciale. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Coop St.e.r.n.a. Ed. Litotre, Brisighella (BO).

Jennings, N.V. 2006: Interactions between agricultural management, biodiversity, and life history: insectivorous mammals and their prey as bioindicators. Research Project Final Report. DEFRA.

Longley, M. 2003: Greater horseshoe bat Project. English Nature Research Reports N° 532.

Ransome, R.D. 1996: The management of feeding areas for greater horseshoe bats. - English Nature Research reports N° 174.

Ransome, R.D. 1997: The management of greater horseshoe bat feeding areas to enhance population levels. - English Nature Research Reports N° 241.

CASI DI STUDIO

A oggi non risultano, nel nostro paese, studi compiuti in ambienti agricoli intensivi o semi-intensivi che si avvalgano dei chirotteri come bioindicatori.

Nell'ambito del progetto del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali tuttavia, è stato svolto un breve studio sperimentale nell'area agricola forlivese che ha interessato frutteti coltivati in aziende biologiche e a gestione tradizionale. Il metodo utilizzato prende spunto da quello applicato dagli inglesi nel 2003 (cfr. Wickramasinghe et al. 2003), il quale mette a confronto l'attività dei chirotteri registrata presso coppie di aziende agricole convenzionali e biologiche, appaiate in base a parametri tra i quali la presenza, in entrambe, di una o più tipologie di habitat ecologicamente importanti per i chirotteri, nella fattispecie le siepi.

In questo campo il Regno Unito si mostra decisamente all'avanguardia a livello europeo e il gruppo di lavoro dell'Università di Bristol ha recentemente concluso un progetto pluriennale (2002-2006) che riguarda le interazioni esistenti tra gestione agricola, biodiversità e biologia utilizzando i mammiferi insettivori aerei e terrestri e le loro prede come bioindicatori.

Gli obiettivi della ricerca consistono nell'esplorare l'impiego dei mammiferi insettivori e delle loro prede come bioindicatori degli effetti dell'intensificazione delle pratiche agricole, chiarire quali meccanismi regolano la differente suscettibilità dei *taxa* considerati all'estinzione locale dovuta all'agricoltura intensiva e produrre linee guida per la conservazione della biodiversità negli agro-ecosistemi.

Presenze di chirotteri in frutteti a diversa gestione nella pianura forlivese

(Scaravelli D. e Paladini A.)

Introduzione

I chirotteri sono sensibili bioindicatori della qualità generale degli ecosistemi, in particolare sono importanti predatori delle forme adulte di molti fitofagi che si involano di notte. Specie caratterizzate da una strategia di caccia che concentra la propria attenzione sul controllo delle superfici fogliari mediante sorvolo e caccia, sono anche in grado di ricercare attivamente nel frutteto adulti e larve di svariati fitofagi. Tra le specie di maggior interesse che mostrano tale strategia si annoverano i chirotteri del genere *Plecotus*, così come i rappresentanti di minori dimensioni del genere *Myotis*. Il ruolo di predatori più generalisti come *Hypsugo savii* e *Pipistrellus kuhlii* è comunque importante in quanto indica la presenza di fitofagi e le condizioni generali degli ecosistemi. Lo studio delle relazioni tra queste specie e gli ambienti agricoli è di interesse per determinare lo stato dell'agro-ecosistema e la pressione che i diversi tipi di gestione fitosanitaria possono esercitare su di esso.

Obiettivi

L'indagine ha esplorato l'importanza relativa che le componenti strutturali dell'agro-ecosistema possono avere nei confronti dei chirotteri. Considerando il ruolo specifico di questi vertebrati nel controllo dei fitofagi, si è voluto indagare se la presenza di siepi ed elementi naturali, così come la diversa gestione fitosanitaria, va a influire sulla alfa-diversità e sull'attività dei chirotteri nei frutteti.

Metodologie e area di studio

La ricerca ha esplorato le concentrazioni di questi predatori entomofagi in aziende selezionate per tipologia gestionale - biologica e convenzionale - con caratteristiche ambientali il più possibile omogenee tra loro (tabella 1). E' stata inoltre inclusa l'azienda sperimentale

del CRA-ISFR-FO sita a Magliano.

Per ciascuna azienda sono stati individuati due transetti standardizzati per lunghezza e tipologia di coltura intersecata, uno in campo e uno lungo una siepe. Per ciascun transetto sono stati effettuati rilievi bioacustici ripetuti per tre sere consecutive (tre ripetizioni), in condizioni meteorologiche omogenee, variando l'ordine delle aziende in modo da avere per tutte le aree di studio registrazioni in momenti diversi della notte. I dati registrati in campo su supporto analogico sono stati poi digitalizzati su PC per potere contare il numero di passaggi registrati, discriminare tra i segnali di alimentazione e quelli di navigazione e determinare, a video, la specie o il genere degli esemplari contattati.

Tabella 1. Caratteristiche delle aziende agricole oggetto di studio.

AZIENDA	DIMENSIONI	TIPO DI CONDUZIONE	COLTURE PRINCIPALI
A	4 ha	Biologica	pesco, vite, kiwi, albicocco, seminativo, ciliegio, kaki, frutteto misto (antiche varietà)
B	11 ha	Biologica	pesco, pero, melo, ortaggi vari (patata, cipolla, cavolo)
C	10 ha	Convenzionale	pero e pesco
D	9 ha	Convenzionale	pero, melo, pesco e vite
E	40 ha	Sperimentale	pesco, melo, pero, susino, ciliegio

Risultati

La comunità di chirotteri rilevata è in gran parte rappresentata da specie euriecie, ovvero in grado di adattarsi a diverse condizioni ambientali, e generalmente legate agli ambienti antropizzati, come *P. kuhlii, H. savii, E. serotinus* (tabella 2).

La distribuzione delle diverse specie si differenzia nelle aree di indagine, ma il numero complessivo dei taxa è praticamente invariato (tabella 3).

La media dei contatti registrati nelle aziende biologiche è risultata superiore a quella nelle aziende convenzionali e simile a quella rilevata nell'azienda sperimentale (rispettivamente 44, 29.5 e 40 contatti).

Il numero di contatti, e la diversità delle specie sono risultati maggiori a ridosso delle

Tabella 2. Specie riscontrate.

SPECIE	AUTORE	A	B	C	D	E
Rhinolophus ferrumequinum	(Schreber, 1774)		x			
Myotis sp.	(Geoffroy, 1806)	x		x	x	x
Pipistrellus kuhlii	(Kuhl, 1817)	x	x	x	x	x
Pipistrellus pipistrellus	(Schreber, 1774)					x
Hypsugo savii	(Bonaparte, 1837)	x	x	x	x	x
Eptesicus serotinus	(Schreber, 1774)			x	x	
Tadarida teniotis	(Rafinesque, 1814)		x			
	Nr. specie	3	4	4	4	4

Tabella 3. Analisi delle presenze nel campione di aziende rilevate.

	AZIENDA A (BIO)	AZIENDA B (BIO)	AZIENDA C (CONV.)	AZIENDA D (CONV.)	AZIENDA E (SPER.)
N° totale dei contatti	20	68	36	23	40
N° di segnali di caccia	0	9	2	1	3
N° di segnali di passaggio	20	59	34	22	37
Tadarida teniotis		x			
Pipistrellus kuhlii	x	x	x	x	x
Hypsugo savii	x	x	x	x	x
Pipistrellus pipistrellus					x
Rhinolophus ferrumequinum		x			
Eptesicus serotinus			x	x	
Myotis sp.	x		x	x	x
N° tot. specie	3	4	4	4	4

siepi. Qui inoltre i *feeding buzz*, cioè i segnali che indicano attività di caccia, sono più numerosi rispetto a quelli registrati lungo i filari, a riprova di come non solo i chirotteri utilizzino gli elementi lineari come sistema di riferimento per gli spostamenti e come aree rifugio, ma come anche vi concentrino l'attività di alimentazione. Analizzando i contatti attribuibili alle diverse specie individuate con l'analisi qualitativa dei segnali ultrasonori (riconoscimento dei sonogrammi a video) si ottiene una faunula specifica per ogni elemento aziendale considerato.

Dall'analisi dei segnali registrati che è stato possibile identificare a livello di genere o specie si riscontra una notevole variabilità per quanto riguarda le specie incontrate e il numero di passaggi per unità di campionamento nelle ripetizioni eseguite, mentre i valori della deviazione standard mettono in luce un *bias* elevato nei rilievi dovuto alla occasionalità e all'utilizzo temporale diversificato delle aree di foraggiamento da parte degli animali. In tal senso si dimostra come la stratificazione del campionamento sia comunque un parametro importante da considerare. Osservando i risultati in termini di specie si riscontra la tipica euriecia di *Hypsugo savii* e *Pipistrellus kuhlii,* presenti in ogni tipologia aziendale. Da notare come *Eptesicus serotinus* e *Tadarida teniotis* risultino presenti solo nelle aziende convenzionali.

Tabella 4. Sommatoria dei contatti specifici per ripetizione.

CONTATTI	A	B	C	D	E
Ripetizione 1	6	3	0	13	5
Ripetizione 2	0	0	7	0	5
Ripetizione 3	1	10	3	0	3
Media	2, 33	4, 33	3, 33	4, 33	4, 33
Dev.st	3, 21	5, 13	3, 51	7, 51	1, 15

Tale dato deve essere interpretato tenendo presente l'ecologia di queste specie che, a differenza delle altre, cacciano a più di 6-10 metri dal suolo per cui la scelta delle loro aree di foraggiamento e dei percorsi di volo è svincolata dal legame con gli elementi lineari del paesaggio che caratte-

rizza invece le altre specie di chirotteri citate.

Analogamente va interpretata la distribuzione dei *Myotis* sp. che, data l'impossibilità di determinare la specie con un margine di confidenza accettabile e considerata la grande variabilità ecologica che caratterizza il genere, si ritiene corretto non procedere con considerazioni sul loro valore nella cenosi e in rapporto al tipo di conduzione agricola.

Di chiaro segno invece la presenza di *Rhinolophus ferrumequinum*, specie di allegato II della 92/43, che è stato riscontrato di passaggio lungo una siepe, in azienda biologica.

Tabella 5. Contatti per azienda attribuibili alle diverse specie.

SPECIE	Contatti specifici complessivi				
	A	B	C	D	E
Eptesicus serotinus			1	2	
Hypsugo savii	3	4	5	8	4
Myotis sp.	2		1	2	3
Pipistrellus kuhlii	2	7	3	1	3
Pipistrellus pipistrellus					3
R. ferrumequinum		1			
Tadarida teniotis		1			

Sebbene si tratti di un insieme ancora iniziale di dati, questo breve studio fornisce indicazioni importanti sul valore che il tipo di conduzione agricola può avere nella conservazione di elementi faunistici di pregio. Il fatto che l'attività registrata presso le aziende agricole biologiche sia maggiore di quella registrata in quelle convenzionali, porta a ipotizzare che lo stato della vegetazione lineare (dimensioni e struttura) e l'assetto dei campi nelle aziende biologiche possano favorire la presenza di chirotteri rispetto alla situazione che si riscontra nelle aziende convenzionali, ma soltanto ulteriori approfondimenti potranno consentire la raccolta dei dati necessari a comprendere su quali basi le diverse specie di pipistrelli operano una scelta quando selezionano gli habitat di caccia e le rotte di volo negli agro-ecosistemi.

Interazioni tra gestione agricola, biodiversità e biologia: i mammiferi insettivori e le loro prede come bioindicatori

(a cura di Palladini A.)[3]

Introduzione

I bioindicatori sono animali che reagiscono agli stress calando o aumentando di numero. È quindi possibile quantificare e monitorare i cambiamenti che interessano la biodiversità misurando l'abbondanza di indicatori biotici sensibili alle alterazioni ambientali.

Questo studio pluriennale riguardante i bioindicatori in ambiente agricolo è stato svolto in Inghilterra meridionale e Galles e si articola in tre tappe successive (A, B, C) ciascuna con propri metodi e risultati. In questa sede verranno riportate prevalentemente le informazioni riguardanti i chirotteri.

Obiettivi

Gli autori hanno inteso quantificare gli effetti che la gestione agricola ha sulle popolazioni di mammiferi insettivori e sulle loro prede, calcolando un indice numerico di sensibilità per ogni *taxon* considerato al fine di permettere l'individuazione dei taxa più sensibili e quindi più idonei a essere utilizzati come bioindicatori, e individuare quali caratteristiche biologiche sono responsabili delle variazioni nei valori dell'indice di sensibilità.

Metodi

Per questo studio sono stati selezionati come candidati a bioindicatori gli insettivori perché minacciati dall'uso di molluschicidi e insetticidi, e i chirotteri perché longevi, con basso tasso riproduttivo e con limitata capacità di recuperare in caso di decrementi di popolazione. Tra gli invertebrati, che rispondono in tempi molto più brevi alle modificazioni ambientali rispetto ai mammiferi, sono stati scelti gli aerei notturni e quelli di superficie, assieme a gasteropodi e lombricidi. Di questi *taxa* è stata misurata l'abbondanza rispetto a quattro variabili che rappresentano gli aspetti chiave dell'intensificazione agricola: (1) incremento nell'uso di sostanze chimiche; (2) passaggio dai prati pascoli permanenti[4] alle foraggere temporanee ed erbai[5]; (3) incremento delle dimensioni dei campi; (4) riduzione della diversità degli habitat.

A) Sensibilità dei mammiferi insettivori e delle loro prede all'intensificazione agricola in pianura

L'esperimento è stato condotto secondo un disegno per valori appaiati per verificare e quantificare la sensibilità relativamente all'incremento nell'uso di prodotti agrochimici nelle colture cerealicole, al passaggio dai prati pascoli permanenti alle foraggere temporanee ed erbai e alla perdita dei margini. Considerando come unità di campionamento i campi, le coppie sono state create mantenendo come variabili controllate le tipologie di habitat e le condizioni climatiche, mentre variava la tipologia di conduzione. Per quantificare la sensibilità all'uso di prodotti chimici sono state accoppiate 21 aziende biologiche cerealicole con altrettante aziende convenzionali presenti nelle vicinanze. Per quantificare la sensibilità al passaggio dai prati pascoli permanenti alle foraggere temporanee ed erbai sono stati accoppiati 22 prati pascoli permanenti con altrettante foraggere temporanee. I margini sono stati accoppiati per tipologia, dimensione, composizione, aspetto, orientamento e presenza e dimensioni di fossati, ruscelli o sponde. I campi di cereali sono stati accoppiati in base al tipo di coltivazione e al tipo di margine e sua ampiezza. La maggior parte dei margini erano

[3] Il testo non rappresenta un vero e proprio caso di studio quanto la sintesi di una recente ricerca realizzata da Jennings (2006) di particolare attinenza con la problematica trattata.
[4] Prevedono al massimo uno sfalcio seguito da pascolamento senza uso di prodotti chimici.
[5] Prevedono pratiche intensive con più tagli accompagnati dall'uso massiccio di fertilizzanti inorganici o liquami.

siepi, ma in certi casi si è trattato di filari di alberi, boschetti e muretti in pietra.

Per la parte dei chirotteri lo studio è stato svolto con metodologie bioacustiche registrando gli ultrasuoni in modalità continua e a banda larga in modo da rilevare tutte le specie presenti nei punti campione preventivamente scelti nelle unità di campionamento. La successiva analisi delle registrazioni con appositi software ha consentito il conteggio dei contatti e la determinazione delle specie. A questa metodologia è stata affiancata la cattura di insetti tramite sfalcio e trappole luminose per valutare contemporaneamente anche la sensibilità delle prede (lepidotteri, ditteri, coleotteri). La sensibilità dei diversi *taxa* è stata quantificata usando la differenza media d (Perry et al. 2003) dei logaritmi delle abbondanze misurate nelle coppie biologico/convenzionale e in quelle prati pascoli permanenti/foraggere temporanee: d= sommatoria delle coppie [log dell'abbondanza presso il margine e presso il campo del membro convenzionale – log dell'abbondanza presso il margine e presso il campo del membro biologico] / numero delle coppie.

Lo stesso procedimento è stato utilizzato per la variabile prati pascoli permanenti/foraggere temporanee.

B) Sensibilità alla variazione della diversità degli habitat agricoli

Per ottenere un indice della diversità degli habitat si è proceduto al calcolo dell'indice di Simpson per ogni sito basandosi sulle seguenti categorie di uso del suolo: orzo, altri cereali, patate e bietola da zucchero, erbai, mais, altri seminativi, ortaggi, bosco, altre coltivazioni, foraggere temporanee, prati permanenti (suddivisi in foraggio per bestiame da latte, da carne, per altro uso, per ovini), pascolo magro (suddiviso in foraggio per bestiame da carne, per altro bestiame e per ovini). Costruendo attorno al centro di ciascuna coppia di siti dei cerchi del raggio rispettivamente di 1km, di 5km e di 25km, è stata analizzata la diversità degli habitat su tre scale spaziali. L'analisi della covarianza ha quindi investigato l'eventuale esistenza di correlazioni tra l'abbondanza dei *taxa*, gli indici di diversità, e le variabili relative alla stagionalità e alle condizioni metereologiche.

C) Termini di correlazione ecologici e biologici di sensibilità all'intensificazione agricola e alle modificazioni degli habitat

Per prevenire il declino delle specie determinato dalle modificazioni ambientali e per individuare i bioindicatori è necessario sia comprendere come varia la sensibilità dei diversi *taxa*, sia prevedere la sensibilità delle diverse specie ai cambiamenti. A questo scopo sono stati messi in correlazione i valori di sensibilità ottenuti per i diversi *taxa* con alcuni tratti biologici ritenuti strettamente correlati al rischio di estinzione e alla rarità, per verificare se tale correlazione è significativa. I tratti biologici considerati sono la massa corporea, il livello trofico e la mobilità.

Risultati

A) Sensibilità dei mammiferi insettivori e delle loro prede all'intensificazione agricola in pianura

I chirotteri, come gli altri mammiferi insettivori, sono risultati praticamente insensibili all'inquinamento da prodotti agrochimici, ma fortemente influenzati dalla perdita dei margini. L'unica eccezione è data dai generi *Eptesicus* e *Nyctalus* che non mostrano alcuna sensibilità in tale direzione.

B) Sensibilità alla variazione della diversità degli habitat agricoli

Questa analisi non ha rivelato alcuna relazione significativa tra la diversità degli habitat agricoli e i *taxa* studiati a nessuna delle tre scale spaziali considerate, per cui non è stato possibile calcolare alcun indice di sensibilità. Gli autori attribuiscono l'assenza di risultati

al fatto che per questa parte dello studio hanno utilizzato un approccio correlativo che manca di robustezza statistica e che di conseguenza non ha dato risultati significativi.

C) Termini di correlazione ecologici e biologici di sensibilità all'intensificazione agricola e alle modificazioni degli habitat

Sono state eseguite delle correlazioni considerando due misure di sensibilità, una direzionale (d= sensibilità all'intensificazione agricola) e una assoluta (| d | = sensibilità ai cambiamenti degli habitat).

A causa delle piccole dimensioni del campione di mammiferi il test è stato eseguito su mammiferi e artropodi insieme e separatamente solo sugli artropodi.

Dai dati esposti nelle tabelle 1 e 2 si può osservare che la sensibilità direzionale all'intensificazione agricola, in mammiferi e artropodi insieme, è correlata alla mobilità degli adulti, per cui risultano essere buoni indicatori quei *taxa* che presentano adulti molto mobili, elevato livello trofico e longevità. I *taxa*, in mammiferi e artropodi insieme, che risultano sensibili alle modificazioni degli habitat tendono ad avere poche generazioni all'anno, elevato livello trofico degli stadi giovanili e limitata mobilità degli adulti mentre la durata della vita è vicina alla significatività.

Tabella 1. Le relazioni (coefficienti di correlazione) tra le caratteristiche ecologiche e biologiche e la sensibilità direzionale di artropodi e mammiferi insettivori a tre aspetti dell'intensificazione agricola (aumento dell'uso di prodotti agro-chimici nelle coltivazioni di cereali biologici (bio) e convenzionali (conv): dbio/conv, passaggio dai prati pascoli permanenti (ppp) alle foraggere temporanee (ft): dppp/ft, e perdita dei margini: dmargine/campo). I valori significativi sono in grassetto e *= P< 0.05, **= P< 0.01. I valori vicini alla significatività sono segnati con il simbolo +.

	MAMMIFERI E ARTROPODI			SOLO ARTROPODI		
	$d_{bio/conv}$	$d_{fieno/ins}$	$d_{margine/campo}$	$d_{bio/conv}$	$d_{ppp/ft}$	$d_{margine/campo}$
Massa corporea (adulti)	-0.02	-0.02	-0.12	0.08	-0.13	-0.19
Durata della vita (adulti)	0.30	-0.21	-0.08	**0.48***	**-0.56***	-0.33
Età della maturità sessuale	0.43^{+}	0.06	0.03	0.55^{+}	-0.03	0.04
Numero di generazioni all'anno	-0.16	0.05	-0.16	-0.18	0.07	-0.16
Numero di prole all'anno	0.28	0.17	-0.18	0.03	0.16	0.43
Gruppo trofico (adulti)	0.20	-0.29^{+}	-0.27^{+}	0.26	**-0.38***	**-0.45****
Gruppo trofico (immaturi)	0.00	-0.18	-0.22	0.05	-0.29^{+}	**-0.29***
Mobilità (adulti)	-0.25^{+}	**0.29***	-0.12	-0.30^{+}	**0.41****	-0.09
Mobilità (immaturi)	0.13	-0.19	-0.14	0.24	-0.31^{+}	-0.20

Conclusioni

Dei 18 taxa scelti come candidati a bioindicatori solo cinque sono stati selezionati per la quantificazione della sensibilità. Con questo studio è stato dimostrato effettivamente che i mammiferi insettivori e le loro prede sono sensibili all'intensificazione agricola, ma tra questi i più efficaci bioindicatori dei cambiamenti dell'agricoltura risultano essere carabidi, ditteri e falene, poiché oltre a essere sensibili alla perdita dei margini, come avviene anche per i mammiferi, sono risultati sensibili anche all'uso di sostanze chimiche.

Resta da indagare se esiste una relazione tra la diversità degli invertebrati e quella dei

mammiferi presenti nei terreni agricoli, e, nel caso esista, come si modifica al mutare della diversità degli habitat e se i cambiamenti dipendono dal taxon considerato. Tutto ciò allo scopo di migliorare il monitoraggio degli effetti che i cambiamenti agricoli hanno sulla biodiversità e delineare misure agro-ambientali che aumentino l'eterogeneità degli habitat per trarre il massimo beneficio in termini di biodiversità.

Tabella 2. Le relazioni (coefficienti di correlazione) tra le caratteristiche ecologiche e biologiche e la sensibilità assoluta di artropodi e mammiferi insettivori a tre aspetti del cambiamento degli habitat agricoli (cambiamenti nell'uso di prodotti agro-chimici nelle coltivazioni di cereali biologiche (bio) e convenzionali (conv): dbio/conv, cambiamenti nella produzione di foraggio (prati pascoli permanenti = ppp; foraggere temporanee = ft): dppp/ft, e cambiamenti nell'estensione dei margini: dmargine/campo).

	MAMMIFERI E ARTROPODI			SOLO ARTROPODI		
	$d_{bio/conv}$	$d_{fieno/ins}$	$d_{margine/campo}$	$d_{bio/conv}$	$d_{ppp/ft}$	$d_{margine/campo}$
Massa corporea (adulti)	0.03	0.06	-0.11	0.25	0.27^{+}	0.14
Durata della vita (adulti)	0.30	0.24	0.34^{+}	**0.52***	**0.56***	**0.47***
Età della maturità sessuale	0.43^{+}	0.00	0.09	0.58^{+}	0.01	0.05
Numero di generazioni all'anno	**-0.31**	-0.21	-0.27^{+}	**-0.38***	-0.27	-0.28^{+}
Numero di prole all'anno	0.27	0.03	-0.34	0.20	-0.13	-0.21
Gruppo trofico (adulti)	-0.12	0.16	0.16	0.07	0.26	0.15
Gruppo trofico (immaturi)	-0.05	0.23	**0.27***	0.09	**0.35***	0.27^{+}
Mobilità (adulti)	-0.29^{+}	**-0.29***	**-0.34***	**-0.44****	**-0.33***	**-0.34***
Mobilità (immaturi)	0.13	-0.16	0.23^{+}	**0.37***	**0.35***	**0.31***

Bibliografia

Jennings, N.V. 2006: Interactions between agricultural management, biodiversity, and life history: insectivorous mammals and their prey as bioindicators. Research Project Final Report. DEFRA.

Perry, J.N., Rothery, P., Clark, S.J., Heard, M.S., Hawes, C. 2003: Design, analysis and statistical power of the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. - Journal of Applied Ecology, 40: 17-31.

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G.V., Jennings, N., 2003: Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. - Journal of Applied Ecology, 40: 984-993.

LE COMUNITÀ ORNITICHE QUALI INDICATORI DELLA QUALITÀ DEGLI AGRO-ECOSISTEMI E DELLE POLITICHE AGRO-AMBIENTALI

Marco Genghini[1], Riccardo Nardelli[1], Stefano Gellini[2], Marco Gustin[2,3]

INTRODUZIONE

STATO DELL'ARTE
- Gli uccelli come indicatori ambientali
- Evoluzione dell'agricoltura ed effetti sulle comunità ornitiche
- Inquadramento delle principali ricerche sulla problematica
- Obiettivi del monitoraggio e uso degli uccelli come indicatori degli ambienti agricoli
- Indicatori "pan-europei" basati sugli uccelli selvatici

METODOLOGIE DI RILEVAMENTO O MONITORAGGIO
- Il mappaggio
- Il transetto (*line transect*)
- Le stazioni di ascolto o IPA

L'ANALISI DEI DATI NEGLI STUDI SUI RAPPORTI AVIFAUNA-AMBIENTE AGRICOLO
- Metodologie di analisi dei rapporti ornitofauna-agricoltura
  - *Esplorazione e controllo dei dati*
  - *Analisi sulla presenza-assenza di specie*
  - *Analisi dei fattori influenzanti l'abbondanza*
  - *Analisi fra componenti ambientali e popolamento ornitico*
  - *Analisi di variazione fra popolazioni in periodi diversi*

RISULTATI DELLE RICERCHE E PROPOSTE GESTIONALI
- Le tipologie colturali
- I terreni incolti o in *set-aside*
- Le pratiche e operazioni agricole
- Sistemi di produzione a basso impatto ambientale
- I *field margins*

BIBLIOGRAFIA

Casi di studio

CARATTERISTICHE DEI MARGINI DEI CAMPI E INFLUENZA SULLE COMUNITÀ DI UCCELLI: RISULTATI DI UNO STUDIO SVOLTO NELLA PIANURA PADANA (Genghini M., Gellini S., Nardelli R., Gustin M.)

BIODIVERSITÀ ORNITICA E PAESAGGIO AGRICOLO (Genghini M., Gellini S., Nardelli R., Gustin M.)

L'INFLUENZA DEI SISTEMI AGRICOLI E DELL'USO DEL SUOLO INTENSIVO SULLE COMUNITÀ DI UCCELLI IN DIVERSI COMUNI DELLA REGIONE EMILIA-ROMAGNA (Genghini M., Gellini S., Nardelli R., Gustin M.)

LE COMUNITÀ DI UCCELLI NEI MACERI DEL PAESAGGIO AGRICOLO EMILIANO (Nardelli R., Genghini M.)

AREE APERTE E AVIFAUNA NEL PARCO DEI LAGHI DI SUVIANA E BRASIMONE (Nardelli R., Genghini M.)

[1]Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS), ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).
[2] Cooperativa Studi Ecologia Ricerche Natura Ambiente (StERNA).
[3] Lega Italiana Protezione degli Uccelli (LIPU).

Introduzione

Il volume *Birds in Europe, their conservation status* evidenziava nel 1994 che il 20% delle specie di uccelli meritevoli di tutela a livello europeo erano legate agli ambienti agricoli (Tucker e Heat 1994). Lambertini (1995) confermava come questa tendenza risultava anche più accentuata in Italia in quanto fino al 40% delle specie problematiche interessavano gli ambienti rurali. Gli ultimi dati del *Birdlife International* (2004), relativi al periodo 1994-2004, confermano sostanzialmente questa tendenza. Anche altri Autori hanno evidenziato questo fenomeno a partire dagli anni '70 (Donald et al. 2001), sia negli ambienti agricoli tipici di pianura (Fuller et al. 1995) che nei sistemi pascolivi (Pain et al. 1997), sia in relazione all'abbondanza degli uccelli dei territori agricoli (Chamberlain et al. 2000).

Le interrelazioni tra comunità ornitiche e agricoltura assumono un interesse particolare da diversi punti di vista: per la conservazione degli uccelli, la verifica della qualità degli agro-ecosistemi, gli effetti dell'evoluzione dell'uso del suolo, l'efficacia delle politiche agricole e ambientali, ecc. Singole specie, gruppi di specie o l'insieme della comunità ornitica ci permettono di scoprire quali sono i sistemi e le pratiche agricole più o meno favorevoli all'ambiente e alla biodiversità. Sulla base di queste informazioni possono essere definiti alcuni vincoli alle attività antropiche, individuate misure di mitigazione e definite azioni agro-ambientali con il fine di fermare o attenuare il fenomeno della perdita di biodiversità di questi ambienti, che rappresenta uno degli obiettivi principali della strategia di Goteborg in vista del *countdown* del 2010.

In questo capitolo cercheremo di evidenziare i pro e i contro dell'uso delle comunità ornitiche come indicatori degli habitat agricoli e ricorderemo come l'evoluzione dell'agricoltura dal dopoguerra ad oggi abbia influito sullo *status* e il *trend* di queste popolazioni in Europa. Attraverso un inquadramento dei principali studi realizzati sugli uccelli degli ambienti agricoli evidenzieremo il ruolo che queste specie possono avere nel monitoraggio degli agro-ecosistemi e il loro utilizzo come indicatori specifici di questi ambienti anche in relazione alla verifica degli effetti delle politiche agro-ambientali europee. A questo proposito ci soffermeremo sugli indicatori pan-europei attualmente previsti dai regolamenti comunitari. Passeremo quindi alle tecniche di rilevamento ornitico più comunemente utilizzate negli studi realizzati in questi ambienti e ai criteri per individuare le aree di studio e le aree campione al fine di realizzare opportune analisi statistiche dei dati. Infine saranno riportati i principali risultati ottenuti dagli studi realizzati in questi ambiti con le relative proposte gestionali per migliorare la qualità e la gestione degli agro-ecosistemi.

Stato dell'arte

Gli uccelli come indicatori ambientali

La sempre maggiore conoscenza dell'ecologia e delle modalità con le quali gli uccelli rispondono alle modificazioni ambientali indotte dall'uomo ha stimolato lo sviluppo di un filone di ricerca orientato a studiare le possibilità di utilizzo di questi vertebrati come indicatori ambientali.

Partendo dalle caratteristiche intrinseche del concetto generalmente accettato di indicatore, ossia la capacità di rispondere in modo sensibile ai cambiamenti della variabile che si intende misurare, di fornire una risposta prevedibile, facilmente misurabile e chiaramente distinguibile da variazioni dovute ad altri fattori (Furness e Greenwood 1993), diversi autori hanno discusso le potenzialità ma anche i limiti dell'impiego di specie o comunità ornitiche per monitorare l'ambiente[1].

Furness e Greenwood (1993) sottolineano che gli uccelli, oltre ad essere un gruppo di specie facilmente identificabili e ben conosciute dal punto di vista ecologico e comportamentale, si collocano a livelli trofici elevati e possono permettere di rilevare fattori che influenzano le catene alimentari o il cui effetto si accumula nelle stesse. L'aspettativa di vita relativamente

[1]Per un approfondimento delle caratteristiche generali e specifiche degli indicatori si veda il capitolo 1.

lunga permette poi agli uccelli di integrare gli effetti di stress ambientali nel tempo, sebbene possa rendere difficile l'individuazione di perturbazioni a breve termine. Gli stessi autori evidenziano che l'elevata mobilità di questi animali si presta a programmi di monitoraggio su larghe scale spaziali, ma individuano nelle variabilità delle abitudini migratorie, da parte degli individui e delle popolazioni, un aspetto critico per la determinazione della scala da essi rappresentata e la possibilità di impostare programmi di monitoraggio in un certo sito. I cambiamenti degli habitat risultano spesso più facili da evidenziare in modo diretto, per esempio dalla modifica di alcune componenti, che non attraverso le comunità di uccelli. Inoltre le variazioni di densità o abbondanza delle popolazioni possono non dipendere dall'habitat e sono spesso regolate da processi densità-dipendenti che possono attenuare gli impatti dei cambiamenti ambientali, mascherando gli effetti degli stress ambientali.

Lo storno (*Sturnus vulgaris*) e il fagiano (*Phasianus colchicus*) due specie frequenti negli ambienti agricoli e di interesse oltre che dal punto di vista naturalistico anche dal punto di vista gestionale per i danni alle colture agricole (soprattutto il primo) e l'attività faunistico-venatoria (il secondo) (Foto A. De Faveri).

Vi è poi da considerare l'esistenza, per gli uccelli, di dati recenti e passati di buona qualità e relativamente poco costosi da raccogliere. Inoltre queste specie, rispetto ad altri *taxa*, hanno una notevole risonanza e valore simbolico per diversi gruppi di interesse, dalla gente comune ai decisori pubblici (Gregory et al. 2005).

Tra i principali ostacoli all'utilizzo delle densità di popolazioni di uccelli nel controllo dei mutamenti ambientali vi sono la scarsa specificità delle risposte a determinate variazioni ed il fatto che i legami causali tra tali variazioni e le densità non sempre sono chiari e facilmente distinguibili (Morrison 1986, Temple e Wiens 1989). Inoltre gli uccelli, pur essendo di dimensioni corporee tendenzialmente piccole, risultano più "lenti" nell'indicare dei cambiamenti, rispetto ad altre specie di minori dimensioni. Il fatto poi che alcune specie risultano poco specialistiche determina maggiori difficoltà nel comprendere i rapporti di causa-effetto con delle specifiche condizioni ambientali o fattori d'impatto (Gregory et al. 2005).

L'utilizzo degli uccelli quali indicatori biologici di variazioni dello stato ambientale, ancor più che di altri gruppi animali, è quindi subordinato alla loro capacità di fornire risposte evidenti, facilmente misurabili e la cui causa sia riconducibile alla variazione medesima (Furness e Greenwood, 1993). In tal senso la ricerca ornitologica specificamente indirizzata a individuare connessioni tra gli uccelli e le modificazioni ambientali ha fornito interessanti risultati nello studio di diverse tipologie di alterazioni, tra cui l'inquinamento ambientale (Mochizuki et al. 2002) del suolo e dell'acqua (Ormerod e Tyler 1993, Miller e Ralph 2003), le modificazioni degli habitat, dell'uso dei pesticidi agricoli (Hardy et al. 1987), delle condizioni delle foreste (Canterbury et al. 2000) e la loro frammentazione, e ultimamente anche i cambiamenti climatici globali (Jarvis 1993, Temple e Wiens 1989, Böhning-Gaese e Lemoine 2004).

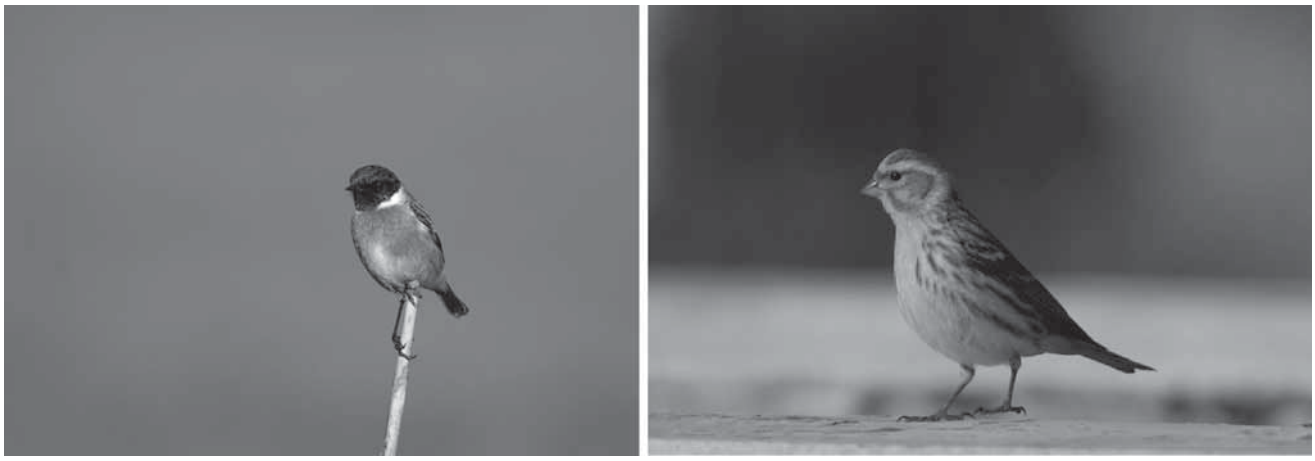
Evoluzione dell'agricoltura ed effetti sulle comunità ornitiche

In Europa le principali variazioni a carico degli habitat hanno interessato soprattutto gli ambienti agrari. Dal dopoguerra ad oggi abbiamo assistito innanzitutto ad una specializzazione territoriale che ha previsto da un lato una concentrazione delle attività umane e agricole nelle aree di più "facile" coltivazione di pianura e bassa collina e dall'altro un esodo rurale, un abbandono e ritiro della produzione agricola dalle aree più "difficili" di collina e montagna (Merlo e Boscolo 1994, Genghini 2006). In pianura la generalizzata intensificazione delle attività agricole, più evidente a partire dagli anni '70, si è manifestata attraverso una sempre più spinta meccanizzazione dei sistemi di produzione e raccolta, un incremento nell'impiego degli *input* ed in particolare delle sostanze chimiche (concimi chimici, pesticidi e altri prodotti di sintesi), l'impiego e la diffusione di poche razze e varietà allevate e coltivate, con il risultato di una generale omogeneizzazione e banalizzazione del paesaggio agrario (Tucker e Heath 1994, Fuller et al. 1995, Potter 1997, Sotherton 1998). In particolare vi è da ricordare l'aumento delle dimensioni medie dei campi, delle *patches* colturali, delle aziende agricole e la scomparsa, o forte riduzione, degli elementi di diversificazione ecologica dell'ambiente agrario, cioè i filari arborei e arbustivi delle sistemazioni agricole (piantate), le alberature, le siepi e i *field-margins* (Barr et al. 1993, I.D.F. 1995, Baudry et al. 2000, Genghini e Bonaviri 2006). In collina e montagna invece l'andamento è stato quasi opposto. Si è avuta una tendenza generalizzata alla riduzione della presenza rurale e delle attività agricole con la scomparsa di molti habitat estensivi, lo sviluppo del bosco e dell'incolto e la conseguente chiusura delle aree aperte. Ciò ha determinato un incremento della *wilderness*, a cui però ha corrisposto una maggiore omogeneizzazione del territorio ed una riduzione della biodiversità per cause opposte a quelle viste nei territori ad agricoltura intensiva (Curtis et al. 1991, Vos e Stortelder 1992, Tucker e Heath 1994, Preiss et al. 1997, Genghini 2007, Vallecillo et al. 2008).

Le caratteristiche dei diversi habitat agricoli influenzano il comportamento alimentare, la selezione del sito riproduttivo e le *performance* riproduttive degli uccelli legati a questi ambienti, così come le fasi del calendario agricolo interagiscono con i diversi stadi del loro ciclo vitale, quali la nidificazione, la migrazione e lo svernamento (Ormerod e Watkinson 2000).

Diversi studi sviluppati nel nord Europa, basati su serie storiche di dati, hanno evidenziato che la contrazione geografica e demografica delle specie tipiche degli ambienti agricoli seguiva l'andamento delle rilevanti modificazioni ambientali intervenute. Tra i principali fattori causali questi Autori hanno rilevato: le moderne pratiche agricole e l'intensificazione delle produzioni con le relative modificazioni degli habitat (Tucker e Heath 1994, Siriwardena et al. 1998, Krebs et al. 1999, Chamberlain e Crick 1999, Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001a, Vickery et al. 2004). I *trend* negativi delle popolazioni di uccelli degli ambienti agricoli sono stati confermati a scala europea dai rapporti del *BirdLife International* relativi al periodo 1970-1990. Questi hanno evidenziato come un'elevata proporzione delle specie di interesse conservazionistico (SPEC) dipendesse da habitat rurali (Tucker e Heath 1994). Nell'ultimo rapporto (dati del periodo 1994-2004, Birdlife International 2004, Burfield e Van Bommel 2004) le tendenze in atto sono state in gran parte confermate e alcune specie comuni come lo storno (*Sturnus vulgaris*), la passera oltremontana (*Passer domesticus*) e la passera mattugia (*Passer montanus*), prima con stato di conservazione favorevole, oggi risultano in diminuzione.

Alla base del decremento di specie e della riduzione delle popolazioni vi sono diverse motivazioni, variabili a seconda della specie, talora interdipendenti e sinergici (Chamberlain et al. 2000). L'intensificazione e la specializzazione colturale hanno probabilmente ridotto la quantità di semi di graminacee e piante erbacee a foglia larga, importanti nella dieta invernale degli uccelli granivori, mentre i trattamenti con insetticidi, l'applicazione di erbicidi, la perdita di margini e l'aratura hanno contribuito ad una più limitata disponibilità di insetti, che costituiscono la principale fonte alimentare dei nidiacei (Wilson et al. 1999).



Il saltimpalo (*Saxicola torquata*) spesso visibile negli ambienti agricoli meno intensivi posato su pali, canne, staccionate, arbusti isolati, ecc. e il verzellino (*Serinus serinus*) frequentatore di frutteti vigneti e arbusteti (Foto A. De Faveri).

Tra le specie interessate da contrazione numerica sono state studiate con particolare attenzione le specie sedentarie in quanto utilizzano maggiormente le superfici coltivate per la nidificazione e il reperimento di cibo.

Quali probabili concause del decremento dell'allodola *(Alauda arvensis)* sono state ipotizzate, la riduzione nel numero di tentativi riproduttivi per coppia per stagione, la riduzione nella proporzione di individui che tentano di riprodursi e l'incremento della mortalità al di fuori della stagione riproduttiva (Chamberlain e Crick 1999). La possibilità di portare a termine più covate è infatti limitata dalla scomparsa di tipologie colturali favorevoli alla nidificazione, come i cereali primaverili, il cui raccolto è più tardivo rispetto a quello dei cereali autunno-vernini (Wilson e Evans 1995).

I fattori principali che hanno portato alla contrazione dello strillozzo (*Miliaria calandra*) in Gran Bretagna sono stati individuati nella conversione dei cereali da primaverili ad autunno-vernini, con conseguente scomparsa delle stoppie e riduzione delle fonti di cibo invernali, nei mutamenti nella gestione dei prati, nella scomparsa dei sistemi di rotazione, nell'aumento di pesticidi (Donald e Evans 1994) e, più direttamente, nella indisponibilità di insetti, che fa diminuire il successo riproduttivo (Brickle et al. 2000). Crick et al. (1994) riportano un aumento di mortalità dei nidiacei dal 7 al 21% dopo il 1970. La densità di popolazione del re di quaglie *(Crex crex)* stimata in diverse nazioni europee è risultata inversamente correlata al grado di intensificazione agricola dei pascoli (Green e Rayment 1996).

Anche la riduzione dei prati e dei pascoli e i mutamenti nella loro gestione sembrano aver avuto un peso rilevante sulla perdita di biodiversità. La densità ed il successo riproduttivo delle coppie di storno è positivamente correlata con la disponibilità di pascoli presso la colonia e la contrazione della specie, nei moderni agro-ecosistemi dell'Europa settentrionale ed occidentale, potrebbe essere connessa alla riduzione di queste coltivazioni (Smith e Bruun 2002).

La diminuzione di specie e popolazioni tipiche degli ambienti agricoli e l'individuazione dei fattori chiave per la conservazione degli uccelli negli agro-ecosistemi ha sensibilmente contribuito ad orientare le Politiche Agricole Comunitarie (PAC) più recenti. Queste ultime hanno dimostrato, almeno in parte, di andare incontro alla necessità di frenare le perdite di biodiversità – in recepimento delle direttive comunitarie (Habitat e Uccelli) e dei più recenti accordi internazionali stipulati dai paesi membri della Comunità Europea e delle Nazioni Unite – attraverso la parziale e graduale conversione degli attuali sistemi di gestione dell'ambiente agricolo verso forme più compatibili. Il pacchetto di misure agro-ambientali e silvo-ambientali, previsto nei piani di sviluppo rurale, è infatti espressamente indirizzato

ad incrementare e diffondere proprio quelle forme di produzione agricola e di gestione del paesaggio che possono contribuire a contenere le perdite di biodiversità, se non ad apportare un'inversione di alcuni *trend* negativi (Robson 1997, Donald et al. 2002).

Parallelamente, le profonde modificazioni dell'ambiente agricolo e le ripercussioni sulla biodiversità hanno certamente contribuito a stimolare lo sviluppo di programmi di monitoraggio, di banche dati, utili a fornire elementi di valutazione delle politiche agricole, almeno a scala europea.

Inquadramento delle principali ricerche sulla problematica

Gli studi sugli uccelli negli ambienti agricoli si sono sviluppati soprattutto nel nord Europa e nord America ed hanno avuto maggiore diffusione negli ultimi decenni. Le prime ricerche inglesi e americane sembrano risalire già agli anni 30' e 40' (Lane 1932, Chapman 1939, Pearson e Webb 1939, Beal et al. 1941).

Molti degli studi realizzati hanno evidenziato le interrelazioni tra gli ambienti agricoli e la presenza o le esigenze degli uccelli selvatici. In questo modo le comunità ornitiche hanno svolto, direttamente o indirettamente, il ruolo di specie indicatrici della qualità degli agro-ecosistemi.

Appare utile, anche per gli scopi del presente lavoro, tentare di distinguere ed inquadrare l'insieme di queste ricerche. Una distinzione efficace è quella che individua due grandi categorie di studi: quelli con un approccio olistico, che considerano cioè l'ambiente agrario nel suo insieme per gli effetti che complessivamente determina sulle specie selvatiche, e quelli rivolti a specifiche componenti degli agro-ecosistemi, quali ad esempio i singoli habitat o micro-habitat presenti in esso (colture agrarie o *field margins*), i sistemi di produzione (es. agricoltura biologica e convenzionale), le principali operazioni agricole (lavorazioni del terreno, trattamenti chimici, operazioni di raccolta, ecc.), o ancora le funzioni svolte dall'ecosistema agrario nei confronti delle principali esigenze biologiche delle specie selvatiche (svernamento, nidificazione, alimentazione, rifugio e sosta) (figura 1).

Tale distinzione corrisponde spesso a quella della scala a cui vengono svolti gli studi. L'approccio olistico interessa per lo più la macro-scala, cioè il paesaggio, mentre l'approccio per singole componenti è sviluppato soprattutto a livello di micro-scala, cioè l'azienda agricola o il piccolo comprensorio. Ciò però non è sempre vero. Le singole componenti

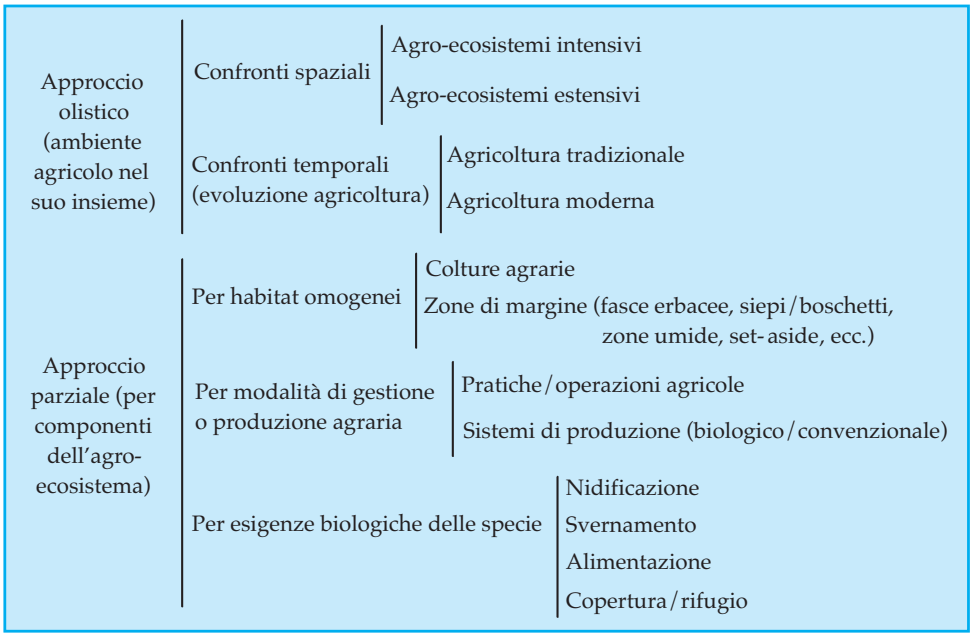


Figura 1. Inquadramento degli studi sugli uccelli realizzati negli ambienti agricoli.

dell'agro-ecosistema possono essere studiate anche su ampia scala (provinciale, regionale e nazionale) quando ad esempio i rilevamenti interessano ampi territori o siano inseriti in programmi di monitoraggio standardizzato su scala regionale o nazionale (come ad esempio avviene in Gran Bretagna con il *Breeding Bird Survey*, il *Common Bird Census* e il *Nest Record Card*)[2]. Anche gli studi indirizzati agli agro-ecosistemi nel loro complesso, seppure più tradizionalmente applicati a scala di paesaggio, possono essere svolti anche su scala ridotta, cioè interessare piccoli comprensori.

L'approccio olistico, viene utilizzato per confronti spaziali e temporali sullo stato e i *trend* delle comunità o di singole specie di uccelli. Nel primo caso vengono confrontate aree agricole con caratteristiche colturali differenti, generalmente a maggiore o minore intensità colturale (Green e Rayment 1996, Mason e MacDonald 2000, Gates e Donald 2000). Nel secondo caso vengono verificati gli effetti dell'evoluzione agricola di un determinato territorio sulle specie presenti. Anche in questo caso il più delle volte vengono confrontate situazioni agricole più o meno intensive (Fuller et al. 1995, Pain et al. 1997, Sotherton 1998, Chamberlain et al. 2000, Siriwardena et al. 2001, Vallecillo et al. 2008). Il primo gruppo di studi prende in considerazione l'agro-ecosistema nel suo complesso mettendo in relazione variabili di macro-scala o paesaggio (uso del suolo, indici dell'ecologia del paesaggio, statistiche agrarie, ecc.) con variabili sullo stato o l'andamento delle popolazioni ornitiche nel tempo (presenza/assenza, abbondanza, diversità, ecc.). I risultati di queste ricerche consentono di individuare approssimativamente le cause generali di riduzione o di incremento delle popolazioni di uccelli, ma difficilmente forniscono indicazioni dettagliate di queste cause.

Nel secondo genere di studi, invece, le correlazioni tra le specie e gli habitat o i sistemi di produzione e le pratiche agricole sono più specifiche e definite e altrettanto mirate possono essere le indicazioni gestionali conseguenti.

Obiettivi del monitoraggio e uso degli uccelli come indicatori degli ambienti agricoli

In un programma di monitoraggio ambientale la definizione degli obiettivi ne rappresenta l'aspetto principale[3]. Nel caso degli ambienti agricoli, escludendo obiettivi specifici o particolari che esulano da questo contesto, l'obiettivo principale è dato dalla verifica della qualità dell'agro-ecosistema. Tale verifica comprende diversi aspetti della problematica ambientale, tra cui: la conservazione della biodiversità, il controllo dell'inquinamento delle acque e del suolo, la verifica della salubrità dei prodotti agricoli, l'accertamento del benessere degli animali, ecc. Il mantenimento o il miglioramento delle condizioni della biodiversità selvatica rappresenta evidentemente l'aspetto che più ci interessa in questo contesto.

I parametri tradizionalmente definiti ed impiegati per verificare e quantificare la biodiversità delle specie selvatiche sono: la ricchezza, l'abbondanza e la diversità delle specie presenti ed in particolare quelle con maggiori problemi di conservazione (inserite cioè negli allegati delle direttive comunitarie, nelle liste SPEC, IUCN e ROSSE). Poiché verificare e quantificare questi parametri per tutte le specie è pressoché impossibile o comunque sconveniente dal punto di vista dei costi e dei benefici, un obiettivo più ragionevole ed ottenibile è quello di calcolare questi parametri solo per alcune specie rappresentative, o di maggiore interesse (specie indicatrici, ombrello, chiave, ecc.). Le comunità ornitiche pur non rappresentando, come si è visto, un indicatore perfetto o ideale, hanno diversi vantaggi rispetto ad altre biocenosi in quanto forniscono numerose informazioni che possono integrare il quadro conoscitivo per valutare la qualità di un agro-ecosistema, in particolare se si considerano le variazioni dei parametri considerati nel tempo.

Le operazioni di monitoraggio prevedono infatti la verifica della situazione attuale (*status*), dell'andamento nel tempo (*trend*) e della variazione relativa di quest'ultimo (variazione del *trend*). Particolare importanza assumono poi i monitoraggi realizzati in

[2] Si veda a questo riguardo il Box 5 riportato nel paragrafo successivo.
[3] Si vedano a questo riguardo gli approfondimenti del capitolo 1 e 6.

seguito ad eventi particolari: sia negativi (catastrofi naturali o determinate dall'uomo, progetti di particolare impatto, ecc.), che positivi (interventi a favore dell'ambiente, diffusione di politiche agro-ambientali, ecc.).

Attraverso il monitoraggio ambientale e l'impiego di specie indicatrici è possibile quindi verificare la "salute" e la qualità ambientale di un agro-ecosistema. Gli obiettivi e le potenzialità del monitoraggio si limitano alla fase di constatazione e verifica, che rappresenta un primo livello d'intervento delle politiche di conservazione della biodiversità. A questa prima fase, evidentemente, ne devono seguire altre che prevedono studi più approfonditi per individuare in modo preciso le cause dei problemi e le misure o gli interventi per poterle risolvere. Gli strumenti e le modalità del monitoraggio poco si adattano a queste fasi successive di approfondimento.

Per quanto riguarda il monitoraggio ambientale e l'utilizzo degli uccelli come specie indicatrici, negli ultimi anni sono stati fatti notevoli passi avanti relativamente alla definizione di una metodologia comune da adottare a livello internazionale per verificare la qualità dell'agro-ecosistema in ordine ai problemi di conservazione della biodiversita selvatica. Di seguito si riporta lo stato di avanzamento degli studi a questo riguardo.

Indicatori "pan-europei" basati sugli uccelli selvatici

Nel settembre 2002 la Commissione Europea, in seguito ai precedenti lavori COM(2000) 20 e COM(2001) 144, ha dato avvio al Progetto IRENA (Relazione sugli indicatori relativi all'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola), frutto della collaborazione tra le Direzioni Generali Agricoltura e Ambiente della Comunità Europea, l'Eurostat, il *Joint Research Center* (JRC) e l'Agenzia Europea dell'Ambiente (AEA), incaricata del coordinamento. Attraverso la definizione di una serie di indicatori agro-ambientali, il progetto ha inteso offrire agli Stati membri (entro il 2004) un'insieme di strumenti da utilizzare per il monitoraggio delle interazioni tra agricoltura e ambiente nell'Unione Europea. Tra gli indicatori chiave per valutare l'impatto dell'agricoltura sulla biodiversità e il paesaggio figurano i *trend* demografici degli uccelli degli ambienti agricoli (indicatore IRENA 28) desunti dal *Pan-European common bird monitoring database*[4]. Un ulteriore indicatore di impatto sulla biodiversità è stato individuato sulla base di dati provenienti dall'archivio delle IBA (*Important Bird Areas*, indicatore IRENA 33) di *BirdLIfe International*, utile a monitorare le interazioni tra fenomeni quali l'intensificazione e l'abbandono di pratiche agricole e le popolazioni di specie ornitiche particolarmente protette[5].

Il progetto IRENA ha definitivamente recepito, a livello Europeo, l'importanza degli uccelli come indicatori per la biodiversità (Gregory et al. 2005) e ha superato la difficoltà di individuare metodi comparabili tra paesi differenti (OECD 2001). Ciò è risultato evidente e concreto quando, nell'ambito della Politica Agricola Comunitaria, per il monitoraggio della biodiversità nei nuovi piani di sviluppo rurale (2007-2013), sono stati inseriti alcuni indicatori definiti appunto nel progetto IRENA. Tra questi in particolare il *Farmland Bird Index* (*FBI*, Box 1), ovvero l'indice delle popolazioni di uccelli legate agli ambienti agricoli, espresso come *status*, *trend* o cambiamento del *trend* di queste popolazioni (Figura 2), utilizzato come indicatore iniziale di obiettivo e come indicatore di impatto nell'allegato VIII del Reg. CE 1974/06, di attuazione del regolamento sullo Sviluppo Rurale[6].

Considerando la lunga tradizione nella raccolta di informazioni sullo stato delle popolazioni di uccelli non si può non evidenziare come il *FBI* abbia avuto origine dall'indicatore delle popolazioni di uccelli utilizzato dalla Gran Bretagna già dal 1970, basato sul

[4] Una banca dati relativa a 23 specie target di larga diffusione, aggiornata con i risultati di periodiche indagini condotte dalla *RSPB* (*Royal Society for Protection of Birds*), dall'*EBCC* (*European Bird Census Council*) e da *BirdLife International*, che attingono a loro volta a dati di campagne di rilevamento nazionale.

[5] L'indicatore riporta la percentuale di aree importanti per gli uccelli (*Important Bird Areas, IBA*) soggette agli effetti dell'intensificazione o dell'abbandono da parte delle attività agricole (*Heath e Evans 2000*).

[6] Per una approfondimento del *Farmland Bird Index* si veda i Box 1, 2 e 3. .

Box 1. L'indice della popolazione di uccelli negli ambienti agricoli (*Farmland Bird Index FBI*). Definizione IRENA (EEA 2006).

L'andamento del *Farmland Bird Index* è calcolato per l'Unione Europea a 15 e si basa sui dati di popolazione di 23 specie di uccelli delle zone agricole caratteristiche dell'ambiente agricolo europeo. I *trend* sono il risultato di aggregazioni a livello nazionale e regionale ponderate sulla base delle dimensioni della popolazione di uccelli. In assenza di dati, gli andamenti sono stimati usando il programma TRIM (Andamenti ed Indici per dati di Monitoraggio, modello statistico Pannekoek e van Strien 1998). I dati hanno origine dal monitoraggio nazionale realizzato attraverso il progetto *Pan-European Bird Monitoring*.
Gli indici delle specie vengono combinati usando un fattore di ponderazione che tiene conto del fatto che in ogni paese vi sono quantità differenti di ciascuna specie. Specificamente, gli indicatori vengono pesati dalle stime della misura della popolazione degli ambienti agricoli ricavata da un riferimento standard (BirdLife International 2004). Gli indici delle specie pan-Europee vengono in seguito combinate in un indicatore multi-specie e multi-nazionale su scala geometrica.
I dati nazionali di monitoraggio degli uccelli vengono raccolti utilizzando diversi metodi di rilevamento (ad esempio usando transetti puntiformi/transetti lineari, il mappaggio, ecc.) e strategie di campionamento (dalla libera scelta dei *plots*, al campionamento casuale stratificato). Il numero di *plot* selezionati varia per ciascun paese (da quadrati di 1x1 o 2x2 km, a griglie con quadrati di 2.5 gradi, a poligoni irregolari). Malgrado gli approcci siano diversi a livello locale, è fondamentale che i diversi metodi forniscano informazioni decisamente confrontabili e di elevata qualità nel corso del tempo. Le analisi delle tendenze sono fortemente standardizzate utilizzando il programma TRIM.
Il metodo per il calcolo delle tendenze nelle popolazioni di uccelli, come descritto sopra, è basato su dati raccolti attraverso la rete di monitoraggio maggiormente utilizzata e ben coordinata attualmente in Europa. La metodologia comunque è in continua evoluzione e miglioramento.
Dei 23 uccelli inclusi nell'indice, 13 sono definiti di habitat agricoli dall'*Atlas of European Breeding Birds* e dalla pubblicazione Birds in Europe, questi sono: l'allodola (*Alauda arvensis*), il fanello (*Carduelis cannabina*), il cardellino (*Carduelis carduelis*), la quaglia (*Coturnix coturnix*), lo zigolo giallo (*Emberiza citrinella*), l'averla piccola (*Lanius collurio*), lo strillozzo (*Miliaria calandra*), la passera matugia (*Passer montanus*), lo stiaccino (*Saxicola rubetra*), la tortora (*Streptopelia turtur*), lo storno (*Sturnus vulgaris*), la sterpazzola (*Sylvia communis*), la pavoncella (*Vanellus vanellus*). 10 si basano su valutazione di esperti del settore: la civetta (*Athene noctua*), il verdone (*Carduelis chloris*), il colombaccio (*Columba palumbus*), la cornacchia (*Corvus corone*), la taccola (*Corvus monedula*), il migliarino di palude (*Emberiza schoeniclus*), il gheppio (*Falco tinnunculus*), la rondine (*Hirundo rustica*), la cutrettola (*Motacilla flava*) e la gazza (*Pica pica*).
Punti di forza del metodo: i dati si basano su una forte rete di NGO nazionali che raccolgono i dati ornitologici regolarmente utilizzando metodi standard. Questo impegno fornisce un'unica serie di dati che danno informazioni sugli andamenti degli uccelli delle zone agricole di tutta Europa. La maggior parte dei paesi aggiorna i dati ogni anno. Il *Pan-European Common Bird Monitoring Project* coordina il lavoro complessivo. Questa funzione di coordinazione include la raccolta e la convalida dei dati che provengono da tutti i paesi. I dati vengono in seguito analizzati ed aggregati usando metodi statistici standard al fine di fornire indici di tendenza europei.
Punti di debolezza: le rete di informazioni ha dei "vuoti" per alcuni dati spaziali e temporali. Solamente tre paesi (Danimarca, Svezia e Gran Bretagna) hanno dati raccolti dal 1980. Il resto dei paesi sono entrati a far parte della rete in anni differenti e quindi la data di inserimento dei dati è comunque molto diversa da paese a paese. La Finlandia, la Grecia, il Lussemburgo, ed il Portogallo non si sono ancora uniti al progetto ed i dati non sono ancora disponibili. La curva dell'indice aggregato dell'Unione Europea è basata su una procedura di ponderazione che utilizza le misure di stima della popolazione nazionale di uccelli. Per alcuni paesi tuttavia queste stime sono relativamente deboli. Si prevede comunque un ulteriore miglioramento della metodologia.

trend delle popolazioni di uccelli selvatici nidificanti (Gregory et al. 2005, Defra 2008)[7]. Tale indicatore distingue tre gruppi di specie di uccelli: quelle comuni (98 specie), quelle forestali (33 specie) e quelle agricole (19). E' interessante osservare a questo riguardo come l'andamento delle popolazioni di uccelli più strettamente legate agli ambienti agricoli sia da considerare, dall'inizio degli anni ottanta ad oggi, decisamente preoccupante per la Gran Bretagna (figura 3) e prevedibilmente anche per altri paesi europei.[8]

A livello nazionale le prime valutazioni del *Farmland Bird Index* derivano dai dati ricavati dal programma MITO2000 (Monitoraggio Italiano Ornitologico) per il periodo 2000-2005 (Fornasari et al. 2004). Le specie ornitiche degli ambienti agricoli utilizzate per il calcolo del

[7] L'indicatore è calcolato, dal 1970, su dati ricavati dal *Common Birds Census (CBC)*, e dal 1994 sia su dati del *BTO/RSPB/JNCC Breeding Bird Survey (BBS)* che del precedente sistema di rilevamento.
[8] Rispetto al *Farmland Bird Index*, le specie di uccelli indicatrici risultano sempre 19, di cui però 12 comuni ai due indicatori e 7 differenti.

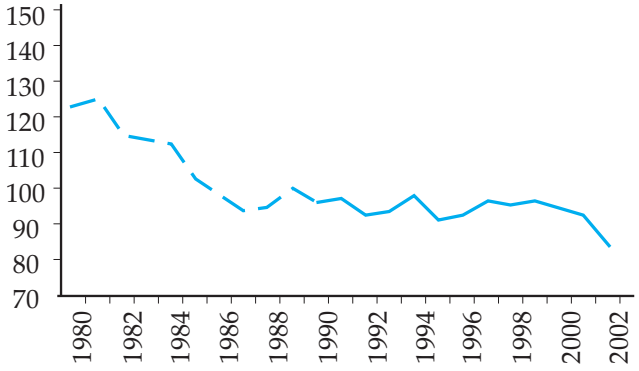


Figura 2: *Trend* del *Farmland Bird Index* dal 1980 al 2002 in EU-11. **Fonte**: *Pan-European bird monitoring project* (*BirdLife International, EBCC, RSPB* e *Statistics Netherlands*).

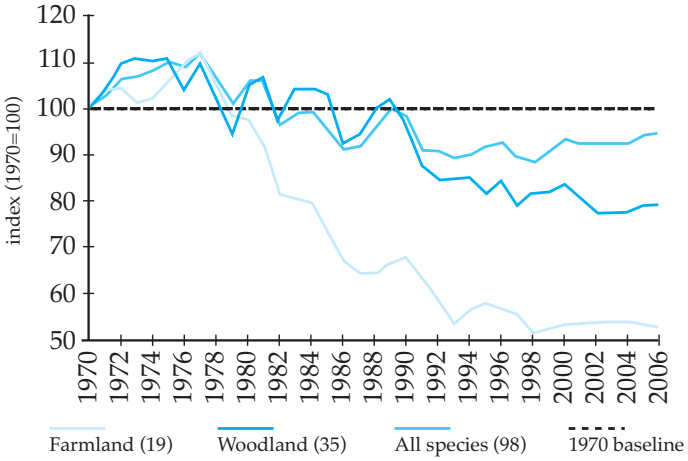


Figura 3: Indicatore degli uccelli selvatici (*Wild Birds Indicator*) in Inghilterra (1970 – 2006, tra parentesi il numero di uccelli) (Defra 2008).

Note: Il trend di popolazione (figura 2) prima del 1990, anche se stimato con modelli statistici, si basa su dati di soli tre Stati (Danimarca, Svezia e Gran Bretagna). Pertanto, questa parte del *trend* è indicata con una linea tratteggiata.

Box 2. Definizione del *FBI* nei regolamenti comunitari (1974/06, DG Agricoltura 2006).

L'indice della popolazione di uccelli in ambiente agricolo (*Farmland Bird Index*) è inteso come indice del cambiamento della biodiversità del paesaggio agricolo in Europa. Consiste in un indice aggregato della stima dell'andamento della popolazione di un selezionato gruppo di 19 specie di uccelli nidificanti dipendenti da suoli agricoli per l'alimentazione e la nidificazione.
Ipotizzando una stretta connessione tra le specie di uccelli selezionate e gli habitat agricoli, un andamento negativo indica che l'ambiente agricolo sta diventando meno favorevole agli uccelli.
Le seguenti specie di uccelli sono incluse nell'indice: allodola (*Alauda arvensis*), occhione (*Burhinus oedicnemus*), cardellino (*Carduelis carduelis*), colombaccio (*Colomba palumbus*), zigolo giallo (*Emberiza citrinella*), gheppio (*Falco tinnunculus*), cappellaccia (*Galerida cristata*), rondine (*Hirundo rustica*), averla piccola (*Lanius collurio*), averla capirossa (*Lanius senator*), pittima reale (*Limosa limosa*), strillozzo (*Miliaria calandra*), cutrettola (*Motacilla flava*), passera matugia (*Passer montanus*), stiaccino (*Saxicola rubetra*), tortora (*Streptopelia turtur*), storno (*Sturnus vulgaris*), sterpazzola (*Sylvia communis*), pavoncella (*Vanellus vanellus*).
Gli indici sono calcolati per ciascuna specie indipendentemente e sono assegnati uniformemente quando raggruppati in un indicatore aggregato utilizzando un metodo geometrico.
Gli indici aggregati EU sono calcolati utilizzando fattori dipendenti dalla popolazione ponderati per ciascun paese e specie.
Gli indici vengono compilati da Istituti Statistici Olandesi assieme allo schema di monitoraggio comune Pan-Europeo degli uccelli (PECBM: un progetto congiunto tra *l'European Bird Census Council*, la *Royal Society for the Protection of Bird*, *BirdLife International* e *Statistics Netherlands*). Il conteggio della popolazione viene eseguito da una rete di ornitologi volontari all'interno di schemi nazionali. L'indice è riferito all'anno 2000, che è stato scelto come punto di partenza in modo da fornire la massima copertura geografica.
Gli Stati Membri possono utilizzare una composizione di specie di uccelli alternativa quando ciò può considerarsi appropriato per la situazione nazionale/regionale.

FBI sono 28 e sono state calcolate in base alla metodologia e ai dati ambientali di indagini preliminari svolte da Tellini et al. (2005). L'andamento dell'Indice in questi primi cinque anni ha evidenziato una flessione del 9,6%, dovuta ad una diminuzione moderata del 43% delle specie (Rossi e De Carli 2008).

Oltre a quanto finora già evidenziato circa i limiti intrinseci dello strumento del monitoraggio e degli indicatori per l'approfondimento e la risoluzione dei problemi di conservazione della biodiversità negli ambienti agricoli, vi sono altre considerazioni specifiche da aggiungere sull'utilizzazione del *FBI*.

L'insorgenza di eventuali modifiche o cambiamenti dell'ambiente agricolo, dovute a cause non necessariamente negative (si pensi ad esempio ai cambiamenti climatici non estremi), potrebbero determinare una modifica nella composizione delle specie agricole di

Box 3. Definizioni del *FBI* riportate in alcuni piani di sviluppo rurale regionali.

FRIULI-VENEZIA GIULIA. Il "*Farmland bird index*" è un indice di biodiversità riconosciuto in sede comunitaria come uno degli "*headline indicators*" della strategia europea per lo sviluppo sostenibile. Appartiene infatti ai 37 indicatori ambientali previsti sui 57 indicatori totali definiti dall'Eurostat per monitorare la strategia di Goteborg. È inoltre stato scelto come uno dei tre "*baseline indicators*" per il settore biodiversità nel Regolamento UE sulle modalità di applicazione dei Piani di Sviluppo Rurale.
Definito in sede europea sulla base di censimenti di 19 specie di uccelli nidificanti in ambito rurale, è possibile calcolarlo per il territorio italiano sulla base dei dati di monitoraggio del programma MITO 2000 attivato dal Ministero dell'Ambiente nell'anno 2000.

PIEMONTE. Il "*Farmland bird index*" prende in considerazione l'andamento delle popolazioni nidificanti di una serie di specie di uccelli considerate indicatrici degli agro-ecosistemi e pertanto è un indicatore dello stato di salute della biodiversità nei paesaggi agrari europei. Tale indice assume un collegamento diretto tra le diverse specie e i paesaggi agrari in cui queste vivono; un *trend* negativo segnala cambiamenti negli ambienti agrari, non più favorevoli agli uccelli. L'FBI è un indice aggregato dei *trend* di popolazione di una selezione di 27 specie di uccelli strettamente dipendenti dagli ambienti agrari per la riproduzione e l'alimentazione. Gli indici per ogni specie sono calcolati con il *sofware* TRIM (*Trends and Indices for Monitoring data*) e successivamente combinati in un indice aggregato utilizzando la media geometrica. La base di dati utilizzata è quella derivante dallo schema italiano di monitoraggio degli uccelli nidificanti (Progetto MITO).

SARDEGNA. Il *Farmland bird index* è un indice che esprime il *trend* complessivo delle popolazioni di specie di uccelli nidificanti che dipendono dalle aree agricole per nidificare o alimentarsi. L'indice è elaborato utilizzando i dati raccolti nell'ambito del programma europeo di monitoraggio degli uccelli comuni *Euromonitoring*. L'Italia partecipa all'*Euromonitoring* con i dati raccolti nell'ambito del progetto MITO2000 (Monitoraggio Italiano Ornitologico) che ha preso l'avvio nella stagione riproduttiva 2000. Grazie a questo progetto è quindi disponibile la quantificazione dell'indicatore comune a livello nazionale.

VENETO. Per la valutazione della biodiversità può essere utilizzato il "*Farmland bird index*" calcolato nell'ambito del progetto MITO. L'indice esprime l'andamento complessivo della numerosità delle popolazioni di specie di uccelli nidificanti che dipendono dalle aree agricole per nidificare o alimentarsi rispetto all'anno 2000, posto uguale a 100.

un territorio, con la contrazione di alcune specie inserite nel *FBI* e l'aumento di altre non inserite nell'indicatore ma comunque legate agli ambienti agricoli (anche se possono avere modificato leggermente le loro abitudini o areali). L'effetto rilevato dal *FBI* sarebbe negativo per la biodiversità, mentre in realtà la biodiversità complessiva di questi ambienti potrebbe essere aumentata. Ciò rappresenterebbe un ulteriore limite dell'indicatore.

Se si considera poi l'utilizzazione del *FBI* per valutare gli effetti delle politiche agricole e ambientali, ciò avrebbe senso nel caso di valutazioni complessive e solo nel caso di una diffusione significativa degli interventi sul territorio preso in esame (regionale, nazionale o europeo). Nel caso invece di una scarsa diffusione delle misure, o della necessità di valutare i singoli interventi, difficilmente l'indicatore è in grado di evidenziare l'efficacia dei risultati. E' possibile ovviare a questo problema prendendo in esame anche altri indicatori di risultato relativi alla diffusione delle misure favorevoli alla biodiversità.[9]

In seguito a queste considerazioni appare ancor più evidente che l'utilità di questi indicatori è limitata alla sola fase di verifica generica delle condizioni di "salute" dell'agro-ecosistema. Per valutazioni più specifiche e approfondite risultano invece necessari studi più approfonditi sulle relazioni tra specie e habitat.

Metodologie di rilevamento o monitoraggio

Esistono numerose metodologie di censimento e collaudate tecniche di rilevamento degli uccelli a seconda delle specie, dell'ambiente, del periodo dell'anno e delle finalità del lavoro.

Secondo Overton (1971) e Verner (1985), i censimenti ornitici possono essere distinti in: i) censimenti completi, ovvero conteggi di tutti gli uccelli presenti in un'area ben definita in un dato momento, ii) censimenti campione, ovvero conteggi completi ma solo in limitate

[9] Sempre previsti nell'allegato VIII del Reg. CE 1974/06 di attuazione del regolamento sullo Sviluppo Rurale.

aree campione; iii) censimenti per indici, ovvero monitoraggi effettuati con varie metodologie standardizzate e con cadenze temporali regolari, lungo itinerari fissi o in punti campione, in grado di fornire valori parziali degli uccelli presenti.

Le principali tecniche di censimento adottate per campionare gli uccelli, in particolare per le aree aperte (a pascolo, steppa, incolti, aree agricole intensive e estensive), possono essere individuate in due gruppi principali: a) metodi qualitativi che consentono di definire la frequenza di incontro di una determinata specie, b) metodi quantitativi che consentono di definire dei valori o delle stime di densità che possono essere applicati su una superficie, lungo un percorso campione, o attraverso delle stazioni di rilevamento.

Di seguito vengono descritti i più importanti metodi quantitativi di rilevamento "sul campo" tra cui: il transetto (Jarvinen e Vaisanen 1975, 1977), il mappaggio (Blondel 1969, Barbieri et al. 1975, Bibby et al. 1992) e le stazioni di ascolto (Bibby et al. 1992).

Il mappaggio

Nella stagione riproduttiva la maggior parte delle specie di uccelli divengono territoriali, difendendo un territorio, uno spazio vitale, attraverso un'intensa attività canora. Tale attività consente ai ricercatori di individuare specie anche molto elusive, in particolare fra i passeriformi. Ogni specie infatti può essere individuata grazie al canto specifico. Quando vengono contattati simultaneamente più individui vengono definiti anche i confini tra i territori limitrofi individuati.

Il metodo del mappaggio è applicabile solo alle specie territoriali utilizzando carte topografiche di dettaglio (consigliate le tavole 1:5.000 o 1:2.000).

Il metodo consiste nel determinare un reticolo di percorsi equidistanti, utilizzando la sentieristica esistente, lungo tutta l'area di studio, considerando che nessuna parte dell'itinerario dovrebbe essere distante più di 100 m dal "percorso". Vengono realizzate una serie di visite periodiche, a cadenza settimanale, registrando su apposite mappe tutti gli individui delle varie specie osservati o ascoltati lungo i percorsi e prestando particolare attenzione ai contatti simultanei. Molto utile è inserire nella carta di riferimento una lista di simboli ed abbreviazioni standard per le varie specie incontrate che renderà più semplice ed immediato il rilevamento. Occorre utilizzare una mappa per ogni uscita e, alla fine del censimento, tutte le carte parziali verranno sovrapposte ottenendo una mappa conclusiva per specie. In caso di densità elevate i territori per molte specie possono sovrapporsi causando una possibile sovrastima.

Il metodo del mappaggio dovrebbe essere utilizzato a partire dai primi del mese di marzo sino alla fine del mese di luglio per un totale di 10-12 uscite complessive annuali. In questo modo, si ha la possibilità di controllare, nell'area di studio, la presenza sia delle specie che nidificano precocemente, sia di quelle che giungono più tardi, come ad esempio i migratori transhariani.

Per analizzare i risultati ottenuti con il metodo del mappaggio si dovrebbe adottare il seguente test di validità. Per una determinata specie un territorio è considerato:

- STABILE, quando vi siano stati almeno 3 contatti nel corso delle uscite, con 20 giorni intercorrenti fra il primo e l'ultimo. In questo caso viene attribuito valore 1. Significa una coppia certa per una determinata specie, nel computo successivo di densità della specie rispetto alla superficie indagata, tale valore sommato ad altre coppie certamente "individuate" con questo metodo, permette di stabilire il numero totale di coppie presenti in quella data superficie.
- MARGINALE, quando il territorio si trova parte all'interno e parte all'esterno dell'area di studio. In questo caso viene attribuito valore 0.5. Vale quanto sopra, ma questa volta il valore complessivo del soggetto individuato è inferiore (0,5) poiché solo metà del territorio è compreso nell'area di studio e nel computo successivo di densità per quella determinata specie.

- DISTINTO, quando sono stati registrati contemporaneamente 2 contatti simultanei, con 20 giorni di intercorrenza fra il primo e l'ultimo. In questo caso viene attribuito valore 2.
- NON DISTINTO, quando il numero di contatti appare inferiore a 3.

Lo scopo del metodo del mappaggio è quello di ottenere una densità assoluta delle specie nidificanti all'interno di un'area di studio, esprimendo tale valutazione come numero di coppie /10 ha.

I parametri ecologici che grazie al metodo del mappaggio potrebbero essere presi in considerazione per uno studio di comunità potrebbero essere quelli riportati nel Box 4.

Box 4. Principali parametri di comunità utilizzati nelle valutazioni della biodiversità ornitica.

- Ricchezza (S): Numero di specie nidificanti;
- Densità (d): N. coppie/10 ha;
- Abbondanza (A): Numero di individui per Km lineare o numero medio di coppie registrate per stazione d'ascolto;
- Numero di specie dominanti (nd): ovvero le specie in cui pi (la frequenza) risulta maggiore di 0.05;
- Diversità (H): ottenuta utilizzando l'indice di Shannon: $H=\sum pi \log pi$, dove pi è la proporzione della i-esima specie (Shannon e Weaver 1963);
- Equiripartizione (J): ricavata da $J= H/H'$ max, dove H' max= log e S. L'equiripartizione manifesta l'omogeneità di distribuzione delle specie all'interno della comunità. Il valore di J, varia da 0, presenza di una sola specie, ad 1 presenza di varie specie ugualmente distribuite, ovvero caratterizzate da uguali indici di abbondanza (Pielou 1966);
- Percentuale di non passeriformi (nP): la percentuale di non passeriformi, mette in evidenza la complessità della comunità ornitica;
- Percentuale di migratori (% migr): è un parametro che permette di valutare la consistenza dei migratori a lungo raggio presenti come nidificanti all'interno della comunità nidificante;
- Biomassa bruta (BB): peso complessivo di tutti gli individui appartenenti ad una determinata specie, espresso in grammi. I pesi di ogni singola specie, possono essere ricavati dalla letteratura di riferimento.

Il metodo del mappaggio, risulta un metodo molto plastico per censire gli uccelli canori, utilizzabile in ambienti diversi e per molte specie, sebbene risulti dispendioso in termini di tempo per l'elevato numero di giornate da dedicare ai rilievi. E' poco indicato per censimenti in aree di elevata superficie, mentre risulta molto indicato per campionamenti inferiori ai 50 ha di superficie.

Il transetto (*line transect*)

L'indagine dei percorsi campione o *line transect* (Jarvinen e Vaisanen 1977), dovrebbe consentire di avere informazioni qualitative e quantitative sull'avifauna durante tutto l'anno, permettendo una valutazione sulla diversa composizione stagionale della comunità nel corso del tempo. Il *line transect* è un classico censimento per indici e può essere applicato con vari mezzi.

Dovrebbe essere effettuato lungo dei percorsi campione. Il numero dei soggetti avvistati deve essere espresso come numero di individui per Km lineare.

I campionamenti o percorsi vengono eseguiti 2 volte al mese, prendendo in considerazione le seguenti indicazioni:

- il percorso viene effettuato circa un'ora dopo l'alba;
- il percorso viene effettuato a velocità costante e lentamente (1.5 km/h), fermandosi spesso ad ascoltare canti o versi consentendo all'osservatore di individuare le varie specie lungo l'itinerario ed i suoi lati;
- il valore attribuito ad ogni singolo individuo osservato è 1 per gli uccelli in canto o con altre manifestazioni territoriali (es. trasporto materiale al nido), 0,5 per individui solo osservati o con verso e non canto;
- nell'esaminare i dati mensili per ogni singola specie, viene considerato il campionamento con il maggior numero di individui;

- la fascia di ascolto viene compresa all'interno dell'area di studio, pertanto, vengono esclusi individui palesemente in canto al di fuori della stessa.

Con l'impiego di questo metodo è importante il calcolo della distanza perpendicolare tra le osservazioni ed il percorso, utilizzando il riferimento trigonometrico x= R sen ß, in cui R è la linea d'aria tra l'ossevatore e il singolo uccello, mentre l'angolo ß è formato dalla retta uccello-osservatore con la linea del percorso che viene riportato su carta topografica. In questo modo, si può definire la fascia di territorio coperta effettivamente dal censimento. E' possibile stimare la densità degli uccelli presenti secondo l'equazione: D= n/2xL, dove D è la densità degli uccelli per unità di superficie (50 o 100 ha), n è il numero complessivo delle osservazioni, x è la media delle distanze perpendicolari ed L la lunghezza del percorso lineare.

Particolarmente utile è stabilire la lunghezza del percorso campione, che in generale deve essere superiore al km, soprattutto in ambienti aperti. Anche la localizzazione dei transetti, che in genere devono essere distanziati e ben distribuiti sul territorio, risulta fondamentale per effettuare un buon censimento, soprattutto quando ci si trova in ambienti eterogenei e con una struttura della vegetazione piuttosto complessa. In questo caso, è possibile utilizzare dei sotto-transetti distribuiti casualmente nell'area di studio. Questi consentiranno un calcolo più preciso delle densità per le varie tipologie ambientali rilevate.

Nel corso del tempo si può ottenere un valore di abbondanza relativa per ogni singola stagione (migrazione primaverile, periodo riproduttivo, estate, migrazione autunnale e svernamento).

I parametri ecologici che possono essere utilizzati grazie all'impiego di questo metodo sono quelli riportati nel Box 4.

Le stazioni di ascolto o IPA

Il metodo più utilizzato per raccogliere informazioni standardizzate sull'abbondanza e la densità riproduttiva delle varie specie nidificanti in un'area di studio è quello dei "punti d'ascolto" o "*point counts*" (Blondel et al. 1970, Bibby et al. 1992). Tale metodologia prevede l'annotazione di tutti gli individui uditi e/o visti in un raggio variabile da 30 sino a 150 m intorno la stazione puntiforme durante un intervallo che varia da 3 a 20 minuti (Blondel et al. 1970). Possono essere prese in considerazione due fasce di ascolto: una fascia circolare sino a 30 m dal punto di osservazione/ascolto ed una fascia circolare da 30 a 100 m dal punto di osservazione/ascolto (Blondel et al. 1981). L'intorno di ciascuna stazione dovrebbe presentare caratteristiche ambientali omogenee.

Ogni soggetto udito o osservato viene quindi registrato su un'apposita scheda di rilevamento in cui, oltre alla data e all'ora, viene indicata la specie di appartenenza, distinguendo se la distanza stimata del contatto é inferiore o superiore a 30 m e comunque sino ad un massimo di 150 m. In alcuni casi può non essere indicata la distanza massima di ascolto.

Viene infine assegnato un punteggio differenziale a seconda che l'individuo sia o meno in canto territoriale: 1 (se in canto territoriale) e/o 0,5 (se visto o se la sua presenza è stata accertata con il verso caratteristico della specie). Ciò permette di quantificare i contatti ricavando parametri quali l'IPA totale (Indice Puntuale di Ascolto), ovvero il numero medio di contatti per stazione e l'IPA medio, ovvero il numero medio di contatti per specie diviso il numero di stazioni, consentendo in questo modo, di definire la composizione qualitativa del popolamento ornitico ed in particolare l'abbondanza relativa per ciascuna specie.

Ogni stazione viene sottoposta a due sessioni d'ascolto (repliche), la prima ricadente nel periodo compreso tra la fine di aprile e la fine di maggio, la seconda nel mese di giugno. I dati vengono sempre rilevati in condizioni meteorologiche ottimali, cioè in assenza di vento forte e di precipitazioni. Durante ogni singola sessione di censimento, i rilevamenti dovrebbero avere inizio sempre all'alba e dovrebbero sempre concludersi entro le 11,00.

Allo scopo di poter estrapolare i dati ottenuti nelle stazioni di ascolto all'intera superficie dell'area di studio, è necessario individuare delle zone di campionamento omogenee dal punto di vista ambientale (strati). Una volta quantificate, verranno selezionate in numero proporzionale alla diffusione della tipologia ambientale e verranno scelte in modo casuale.

Per ogni strato possono essere calcolati:

- l'abbondanza (numero di coppie) di ciascuna specie, sia in termini assoluti che relativi;
- la ricchezza totale (S) in termini di numero di specie;
- la ricchezza media di specie (come media tra le stazioni);
- la densità di ciascuna specie (abbondanza in n. di coppie su 10 ha);
- la dominanza (l'abbondanza relativa di ciascuna specie);
- l'indice di dominanza (somma dei valori di dominanza delle due specie più abbondanti);
- l'indice di costanza (una specie è definita costante se registrata almeno nel 75% dei rilevamenti);
- l'indice di diversità di Shannon ($H' = -\sum pi \times \ln pi$, in cui pi è l'abbondanza relativa della i-esima specie);
- l'equiripartizione (diversità su logaritmo della ricchezza totale, cioè $H' / \ln S$);
- la percentuale di migratori transahariani nidificanti;
- la percentuale dei non-passeriformi;
- la biomassa bruta totale, considerando un peso medio per specie;
- l'indice di originalità (definisce il grado di originalità di ogni strato in termini di composizione qualitativa);

Per analizzare l'influenza delle caratteristiche ambientali sull'abbondanza delle diverse specie nidificanti si dovrebbero selezionare le maglie della griglia interessate dalle stazioni di ascolto. L'abbondanza di ciascuna specie va messa in relazione con le percentuali dei tipi di vegetazione presenti nella maglia.

Il metodo delle stazioni di ascolto è molto usato dagli ornitologi per la sua semplicità e velocità di esecuzione e può essere applicato con successo anche in aree ad elevata eterogeneità ambientale. E' necessario tuttavia prevedere, per ogni tipo di ambiente, almeno 20-30 stazioni di rilevamento omogenee.

Box 5. Principali programmi di rilevamento degli uccelli utilizzati negli ambienti agricoli.

Breeding Bird Survey (BBS)
Il BBS è un metodo utilizzato in Canada, USA ed Inghilterra sin dal 1965 (Robbins e Van Velzen 1967) per comprensori vasti a livello regionale. In estrema sintesi, si tratta di punti di ascolto di 3 minuti realizzati a circa 1 km di distanza l'uno dall'altro lungo un reticolo di strade principali e secondarie (i percorsi sono scelti casualmente) all'interno di un'unità geografica (nel nostro caso il comune).

Common Birds Census (CBC)
Il CBC sin dal 1962 in Inghilterra, é un metodo standardizzato che fornisce le tendenze anno dopo anno (utilizzando gli stessi *plots* di campionamento, circa 70 ha) dell'incremento o della diminuzione nel tempo delle popolazioni delle specie nidificanti più comuni in Europa (circa 60 specie) relative agli ambienti agricoli e boschivi. Il metodo è quello del mappaggio per stimare il numero e la posizione dei territori di ciascuna specie durante la stagione riproduttiva.Il metodo prevede tra 8 e 10 uscite tra marzo e luglio. Tutti i contatti con gli uccelli visti, o sentiti, sono mappati su una carta a grande scala, rilevando il numero di territori di ciascuna specie (O'Connor e Marchant 1981, Fuller et al. 1985, Marchant et al. 1990).

Nest Record Scheme (NRS)
Lo scopo principale del NRC é quello di monitorare annualmente (in particolare in Inghilterra e Irlanda tramite il BTO, *British trust for Ornithology*), attraverso un network di volontari ed ornitologi, le *performance* riproduttive di un ampio numero di specie di uccelli ed in particolare quelle di interesse conservazionistico. Gli osservatori sono dotati di una scheda standard per ciascun nido trovato, dove sono riportati dettagli sul sito e la località di ritrovo, l'habitat, il numero di uova e di pulli per nido, evidenziando il successo o il fallimento della covata (Peach et al. 1995, Crick et al. 2000). Diverse variabili sono analizzate: data di deposizione, dimensione della covata, percentuale di fallimento durante il periodo delle uova o dei pulcini, calcolato con il metodo di Mayfield (1975) e Johnson (1979).

L'analisi dei dati negli studi sui rapporti avifauna-ambiente agricolo

Il quadro generale di riferimento per le analisi dei dati relativi all'effetto delle diverse pratiche di gestione agraria, delle differenze colturali e di gestione del territorio sulla biodiversità ornitica è il seguente:
a) sul territorio agricolo insistono comunità di uccelli diversificate;
b) si ipotizza l'esistenza di una relazione che lega la presenza/abbondanza delle singole specie e la struttura delle comunità con il differente tipo di habitat (coltura agraria) e gestione;
c) si analizza la relazione con metodi statistici atti ad evidenziare e quantificare i rapporti esistenti tra specie ed ambiente, tra comunità ed ambiente in modo da far emergere le differenze, in termini faunistici, tra diverse tipologie di gestione/conduzione delle aree agricole.

La valutazione delle differenze di cui al punto c) può avvenire su scala spaziale/geografica (differenze tra aree a differente gestione nello stesso intervallo temporale) o su una scala temporale (variazioni nel tempo nelle stesse località).

L'insieme delle attività connesse con la rilevazione delle differenze che si vogliono misurare prevede alcuni punti fondamentali.

1) Identificazione della scala geografica alla quale si intende condurre il confronto. Si tratta di una scelta fondamentale, che dipende in larga misura dall'elemento o dagli elementi del paesaggio agrario che si intende valutare. L'unità elementare di valutazione (area campione, AC) potrebbe ad esempio essere la "siepe", in quanto elemento lineare in grado di ospitare un popolamento di uccelli che dipende dalle caratteristiche intrinseche della stessa siepe, oppure potrebbe essere il "campo" inteso come unità colturale omogenea delimitata da confini, oppure ancora, potrebbe essere un'ampia porzione di territorio (come un'azienda, o un gruppo di aziende adiacenti sottoposte ad un insieme di miglioramenti ambientali, da confrontare con analoghe aziende o gruppi di aziende non sottoposte a tali miglioramenti). In dipendenza del tipo di oggetto geografico elementare da sottoporre a confronto, le unità territoriali di valutazione potranno avere dimensioni estremamente variabili (da pochi ettari a vari chilometri quadrati) a seconda del tipo di progetto.

2) Individuazione di un insieme di aree campione (AC) rappresentativo del gradiente di variabilità che si intende esaminare. Ad esempio, nel caso ipotetico dell'esame delle differenze tra coltivazioni biologiche, integrate e convenzionali, è necessario individuare un numero di AC rappresentativo delle varie condizioni esistenti all'interno delle tre categorie di gestione individuate. Per ottenere un campione che consenta inferenze statistiche valide, è necessario in questa fase scegliere le AC in modo casuale dall'insieme di tutte le aree disponibili.

3) Realizzazione di una serie di rilevamenti o censimenti ornitici in tutte le AC dell'insieme selezionato. Naturalmente è necessario realizzare un tipo di indagine su campo adatta al tipo di dato che si vuole raccogliere. Si può trattare di censimenti assoluti, di valutazioni dell'abbondanza relativa, di indagini mirate al solo rilevamento della presenza-assenza, ecc. E' strettamente necessario uniformare il metodo di indagine su campo a tutto l'insieme delle AC.

4) Quantificazione di una serie di parametri faunistici in ogni AC. Si tratta di calcolare indici di abbondanza di singole specie, indici sintetici relativi alle comunità (H' di Shannon, equiripartizione, ecc.). Tali parametri costituiscono la base per la valutazione delle differenze in termini faunistici tra tipologie gestionali diverse e per la realizzazione di modelli statistici che mettono in relazione le caratteristiche del territorio con la presenza e l'abbondanza delle specie ornitiche.

5) Realizzazione di una serie di valutazioni delle caratteristiche dell'ambiente agricolo e del tipo di gestione presente nella AC. Questa fase può avere gradi di dettaglio estremamente

diversi in dipendenza del tipo di progetto che si intende realizzare. Ad esempio, nel caso di un'analisi della rilevanza delle siepi, può essere opportuno misurare, per ogni siepe inclusa nell'insieme delle AC, un ampio set di variabili come l'altezza della siepe ad intervalli regolari, la presenza di interruzioni, la larghezza, il volume delle chiome a varie altezze, ecc. D'altro canto, se si intende valutare l'esistenza di differenze tra i popolamenti ornitici dei frutteti biologici rispetto a quelli convenzionali, può essere sufficiente la semplice categorizzazione in due classi e l'attribuzione di ogni AC ad una delle due categorie; convenzionale o biologico. Il livello di dettaglio nella descrizione delle AC dipende in sostanza dal tipo di relazione che si cerca di far emergere dalle successive analisi.

6) Utilizzo di metodologie di analisi statistiche, da applicare al doppio set di dati (ornitici e ambientali-gestionali rilevati nella AC), atte ad evidenziare relazioni, differenze, andamenti.

Nelle pagine successive sono illustrate alcune delle tecniche statistiche più tipicamente utilizzate nell'ambito degli studi sui rapporti tra comunità ornitiche ed agricoltura.

Metodologie di analisi dei rapporti ornitofauna-agricoltura

Esplorazione e controllo dei dati

L'interpretazione degli effetti dell'agricoltura intensiva, sia a livello di paesaggio che di micro-habitat o di pratiche agricole, sulle comunità di uccelli può essere studiata utilizzando i principali indici di diversità disponibili. Ad esempio l'indice di Shannon-Weaver (H) e di Simpson (D), che permettono di analizzare la ricchezza di specie confrontando la complessità delle comunità ecologiche presenti (Southwood e Henderson 2000). Quest'ultimo elemento è tipico ad esempio delle comunità di pianura fortemente degradate (Donald et al. 2001).

Nella maggior parte degli studi che si effettuano sul campo, il numero di variabili ambientali che vengono raccolte in ogni singola stazione o unità di campionamento è spesso maggiore rispetto a quello che viene utilizzato nelle successive analisi statistiche. Per questo motivo, è necessario in molti casi, ridurre il numero delle variabili da utilizzare al fine di facilitare l'interpretabilità delle relazioni tra specie e ambiente.

Tale riduzione è resa necessaria anche per diminuire l'effetto di autocorrelazione fra le variabili indipendenti che possono generare un elevato grado di collinearità, rendendo non interpretabili i risultati ottenuti (Glantz e Slinker 1990).

Una serie di analisi statistiche appropriate possono approfondire e qualificare l'indagine per indici.

Prima di effettuare qualsiasi tipo di elaborazione statistica è sempre necessaria un'analisi preliminare dei dati allo scopo di controllare e predisporre gli stessi alle successive elaborazioni.

Il primo controllo riguarda la correttezza delle informazioni, affinché non vi siano errori di trascrizione delle stesse così come eventuali dati mancanti. E' necessario inoltre verificare che non vi siano variabili costanti, i cui valori cioè, siano uguali per i parametri considerati.

Il controllo principale riguarda la verifica delle variabili che descrivono il sistema di dati. La presenza di variabili non continue, discrete ordinarie o reali, può comportare dei problemi in fase di analisi statistica, in quanto non tutti i metodi e gli algoritmi sono adatti a trattare variabili di questo tipo.

In molti casi una o più variabili presentano caratteristiche di distribuzione particolari, come ad esempio la non normalità, per cui risulta spesso opportuno effettuare una trasformazione delle stesse. La più usuale trasformazione è quella logaritmica [$x = \log (1+x)$], che linearizza il comportamento delle variabili con effetto moltiplicativo. Un'altra trasformazione usata è quella della radice quadrata ($x = \sqrt{x} + 0.5$), che si applica quando si desidera normalizzare dati provenienti da distribuzioni poissoniane, ove le varianze sono proporzionali alle medie.

Per l'esplorazione dei dati, l'analisi delle componenti principali (PCA) è la tecnica di analisi multivariata più utilizzata (Frank e Todeschini 1994). Tale analisi preliminare consente

di sintetizzare le variabili di partenza in un certo numero di componenti variamente correlate alle variabili iniziali. Mediante questa tecnica è infatti possibile: i) valutare le correlazioni fra le variabili e la loro rilevanza; ii) visualizzare gli "oggetti" dell'analisi; iii) sintetizzare la descrizione dei dati; iv) ridurre la dimensionalità dei dati; v) ricercare le proprietà principali; vi) definire un modello di rappresentazione dei dati in uno spazio ortogonale.

Così ad esempio, eventuali relazioni tra popolamenti ornitici in ambienti di pianura e variabili ambientali che caratterizzano le unità di campionamento possono essere sottoposte ad elaborazioni preliminari. In particolare le variabili rilevate nelle unità di campionamento, in molti casi possono essere raggruppate in sottogruppi relativi a differenti categorie di variazione ambientale alle quali gli uccelli rispondono come singole specie e come comunità. Ad esempio, nel caso di una ricerca che voglia interpretare le relazioni tra le comunità di uccelli in ecosistemi agrari più o meno differenziati dalla presenza di siepi, *field margins* o altre caratteristiche colturali, potrebbero essere individuati tre sottogruppi:

- variabili di struttura, relative alla struttura vegetazionale dell'elemento di margine oggetto di indagine (il set potrebbe includere variabili relative all'altezza, larghezza, volume delle chiome, complessità sul piano verticale, ecc. delle siepi ed in genere degli elementi di margine);
- variabili floristiche, relative alla descrizione del margine in termini di presenza ed abbondanza delle specie arbustive ed arboree costitutive del margine stesso;
- variabili sull'uso del suolo entro le unità di campionamento, ovvero la presenza e l'abbondanza di varie tipologie di uso del suolo nell'intorno del punto di rilevamento.

L'ipotesi di lavoro alla base delle successive elaborazioni è che, all'interno di ogni sottogruppo (cioè entro ognuna delle potenziali fonti di variazione della presenza ed abbondanza delle specie ornitiche costituite dai tre sottogruppi di variabili), siano individuabili i "gradienti ambientali", cioè i fattori di variazione ambientale, che costituiscono i "motori" delle variazioni faunistiche all'interno del campione. La PCA è la metodologia ideale per ridurre matrici complesse ad un limitato numero di elementi costitutivi (fattori), in grado di spiegare la maggior parte della varianza complessiva del set di dati originario ed interpretabile sulla base delle correlazioni che si presentano con le variabili originarie (Morrison et al. 1992). Le componenti possono essere calcolate applicando la rotazione VARIMAX che consente di ottenere componenti di più semplice interpretazione (Kim e Mueller 1978, Zar 1994).

Una volta estratti ed interpretati i fattori relativi ai tre sottogruppi di variabili, si utilizza in primo luogo il coefficiente di correlazione di Pearson per identificare la presenza di eventuali relazioni significative tra gli indici di comunità ed i fattori ambientali.

Nel caso di ecosistemi agricoli, ambienti fortemente condizionati dalle attività umane,

Il cardellino (*Carduelis carduelis*) piccolo uccello dai colori vivaci presente negli ambienti agricoli meno intensivi sia coltivati che incolti e lo strillozzo (*Miliaria calandra*) specie di particolare interesse per la conservazione frequente nelle aree agricole meno intensive come i prati e i pascoli (Foto A. De Faveri).

la maggior parte degli studi sulle comunità di uccelli ha preso in considerazione la distribuzione della ricchezza delle specie, le relazioni specie-ambiente, l'analisi dei fattori che influenzano la presenza-assenza di una specie, l'analisi dei fattori che influenzano l'abbondanza relativa.

Analisi sulla presenza-assenza di specie

Le relazioni specie-ambiente potrebbero essere effettuate attraverso un'analisi di regressione logistica binaria e regressione lineare multipla. La regressione logistica binaria consente di evidenziare le variabili ambientali che influenzano la presenza o l'assenza di una determinata specie nelle stazioni, mentre la regressione lineare consente di analizzare le relazioni di abbondanza di una determinata specie e le variabili ambientali considerate.

Per l'analisi dei fattori influenzanti la presenza o l'assenza di una specie, potrebbero essere utilizzati i dati di censimento all'interno di un buffer di campionamento (es. 150 m). Questi dovrebbero essere trasformati in dati di presenza-assenza. Occorre selezionare specie non troppo comuni o rare, ad esempio le specie presenti in un numero di stazioni compreso tra il 20% e l'80%. Per ogni specie, il set delle aree campione potrebbe pertanto essere suddiviso in due sottogruppi, quello caratterizzato dalla presenza della specie e quello caratterizzato dalla sua assenza.

Inizialmente potrebbe essere effettuata un'analisi esplorativa per evidenziare le variabili ambientali associate alla presenza di ciascuna specie, attraverso test bivariati (test *t*, x^2, test esatto di Fisher). Sono selezionati i modelli in cui tutte le variabili possano avere un effetto significativo sulla presenza–assenza.

Analisi dei fattori influenzanti l'abbondanza

Per analizzare le relazioni tra abbondanze di specie e variabili ambientali, viene spesso utilizzata l'analisi di regressione lineare. Le variabili che non presentano distribuzione lineare dovrebbero però essere sottoposte alla trasformazione logaritmica [Y= Ln (X + 1)].

Le caratteristiche ambientali che caratterizzano la ricchezza di un popolamento faunistico in ambiente agricolo possono essere valutate, ad esempio, attraverso un'analisi di regressione lineare e multipla (*stepwise*).

Le variabili indipendenti utilizzate nell'analisi di regressione multipla potrebbero essere selezionate tra quelle che hanno mostrato una certa associazione con la ricchezza specifica nelle analisi bivariate.

L'analisi di regressione multipla permette di evidenziare le variabili ambientali indipendenti maggiormente correlate alla ricchezza specifica, ovvero i fattori ambientali in grado di influenzare il numero di specie, tenendo conto dell'effetto concomitante di più variabili contemporaneamente.

Le relazioni bivariate possono essere esplorate attraverso il coefficiente di correlazione di Pearson ed il coefficiente Rho di Spearman.

Per la valutazione delle variazioni delle medie fra le variabili faunistiche tra classi di coperture del suolo, può essere invece utilizzata l'analisi della varianza. Quest'ultima consiste in un insieme di tecniche della statistica inferenziale che permette di confrontare due o più gruppi di dati nella loro variabilità interna e nella variabilità tra i gruppi. L'ipotesi nulla, solitamente prevede che i dati di tutti i gruppi abbiano la stessa origine, ovvero la stessa distribuzione stocastica, e che le differenze osservate tra i gruppi siano dovute solo al caso. Si usano queste tecniche quando le variabili esplicative sono di tipo nominale. Nulla impedisce di usare queste tecniche anche in presenza di variabili esplicative di tipo ordinale o continuo. In tal caso però risultano meno efficienti delle tecniche alternative (per esempio la regresione lineare). Il confronto si basa sull'idea che se la variabilità interna ai gruppi è relativamente elevata rispetto alla variabilità tra i gruppi, allora probabilmente la differenza

tra questi gruppi è soltanto il risultato della variabilità interna. Il più noto insieme di tecniche si basa sul confronto della varianza e utilizza variabili di test distribuite come la variabile casuale F di Snedecor.

Per identificare il gruppo di fattori massimamente responsabile delle variazioni di ricchezza, abbondanza e diversità delle comunità ornitiche, potrebbe essere usata un'ulteriore analisi, mirata allo sviluppo di modelli predittivi degli indici di comunità sulla base dei fattori di cui sopra. Per ognuno degli indici di comunità sono stati estratti dal campione due sottogruppi "estremi" di casi. I due sottogruppi sono stati identificati come le code delle distribuzioni di frequenza dei valori del campione, caratterizzate in questo modo da x> mean + Std.Dev. e x< mean – Std.Dev.

La matrice completa nelle aree campione per i fattori ambientali considerati, relativa agli elementi dei due gruppi estratti dal campione, potrebbe essere sottoposta ad Analisi Discriminante. Con questa tecnica è possibile identificare assi di discriminazione costituiti da combinazioni lineari di alcuni dei fattori originari, che consentono di ottenere la migliore classificazione in termini di appartenenza ad ognuno dei due gruppi definiti a priori.

Analisi fra componenti ambientali e popolamento ornitico

Un altro approccio utilizzabile nelle ricerche faunistiche che hanno il principale obiettivo di delineare in modo quantitativo i rapporti tra componenti ambientali e territoriali del paesaggio agrario e caratteristiche del popolamento ornitico, è quello di definire i rapporti tra assetto colturale dell'area di studio e le caratteristiche dei popolamenti ornitici in termini di comunità e di singole specie presenti. Allo scopo inizialmente è opportuno analizzare il set di variabili descrittive delle aree di studio, per controllare l'esistenza di gruppi di aree omogenee dal punto di vista colturale. Viene svolta quindi una *Cluster analysis* utilizzando i dati descrittivi delle aree di studio relativamente alle variabili agro-ambientali individuate. Come misura della distanza viene utilizzato il quadrato della distanza euclidea e come metodo di agglomerazione il c.d. metodo *Average linkage* (*Within groups*).

Una tabella illustrerà la composizione dei *cluster* in termini di assetti colturali, con i valori medi delle percentuali di copertura delle varie tipologie incluse nell'analisi. La significatività delle differenze tra *cluster*, in termini di tipologie colturali, potrebbe essere analizzata con l'ANOVA. Per questa e per tutte le successive elaborazioni sulle coperture delle tipologie colturali, potrebbe essere applicata una trasformazione logaritmica [LVa r= Log nat (Var + 1)].

Analisi di variazione fra popolazioni in periodi diversi

Per effettuare un'analisi delle variazioni di popolazione per singole specie in una stessa area di studio, la significatività delle differenze rilevate tra i due periodi di riferimento potrebbe essere valutata mediante il Test T per campioni appaiati, oppure con il Wilcoxon test sempre per campioni appaiati. Per analisi di serie temporali e di trend di popolazione, anche in presenza di lacune e osservazioni mancanti, è comunemente utilizzato il Software TRIM (Trends & Indices for Monitoring Data, Pannekoek e van Strien 2005).

Risultati delle ricerche e proposte gestionali

Le comunità di uccelli viventi negli agro-ecosistemi intensivi[10] sono per lo più costituite da un limitato numero di specie. Ciò naturalmente varia a seconda del grado di intensità dell'agricoltura presente e dell'eterogeneità del territorio coltivato. Le specie presenti possono essere sia quelle tipiche degli ambienti naturali aperti (praterie, steppe), che trovano nelle coltivazioni erbacee un habitat simile a quello originale, sia quelle più marcatamente dipendenti dalla presenza di vegetazione arboreo-arbustiva o di ambienti acquatici. Questi

[10] In questo capitolo, come per tutto il testo, i territori agricoli studiati sono stati soprattutto quelli più intensivi di pianura e bassa collina.

ultimi due elementi, in quanto poco diffusi nelle aree coltivate intensivamente, rappresentano i maggiori fattori di diversificazione dell'habitat e di incremento del popolamento ornitico di questi territori (O'Connor e Shrubb 1986, Fuller et al. 2001).

Le specie presenti o più abbondanti in questi ambienti sono specie adatte al continuo disturbo, in grado di individuare e sfruttare le risorse necessarie all'espletamento delle principali funzioni vitali (quali l'alimentazione e la riproduzione) all'interno di un sistema tendenzialmente semplificato e i cui processi sono fortemente condizionati dalle attività umane, lasciando pochissimo spazio alle dinamiche naturali.

Gli ambienti agricoli, anche in condizioni di coltivazione intensiva, presentano però diversi motivi di interesse per la biodiversità, sia per le numerose originalità ambientali e paesaggistiche che possono esistere alle diverse latitudini e nelle diverse condizioni antropiche e sociali, sia per la diversità e la peculiarità delle specie che sono in grado di sostenere e conservare. Su queste basi, posta la biodiversità come valore importante e imprescindibile, non possiamo comunque lasciare mano libera all'azione antropico-produttiva sugli ampi territori di pianura e bassa collina solo perché prevalentemente vocati per questo tipo di produzioni. Ciò in relazione sia agli effetti di frammentazione ed isolamento totale che possono determinarsi negli ambienti naturali e semi-naturali in essi presenti, sia ai valori intrinseci che alcuni agro-ecosistemi hanno per la biodiversità e che quindi verrebbero persi se non venissero opportunamente protetti, mantenuti e promossi.

A quanto finora considerato va aggiunto l'effetto e la spinta derivante dalle più recenti politiche agricole comunitarie, sempre più orientate alla protezione dell'ambiente e all'integrazione con le politiche ambientali. E' proprio questo genere di integrazione e di equilibrio che si cerca di favorire attraverso la conservazione, il mantenimento e la gestione degli habitat semi-naturali presenti in queste aree e attraverso l'incentivazione di forme di produzione e coltivazione agricola a minore impatto ambientale.

Le comunità ornitiche da questo punto di vista, sia come specie indicatrici sia come specie selvatiche importanti per la conservazione, sono state e continuano ad essere oggetto di numerosi studi indirizzati specificatamente a questi territori con l'obiettivo di migliorare le condizioni e la gestione della biodiversità. In questo paragrafo cercheremo di riportare, se non in modo esaustivo almeno indicativamente, gli studi che hanno evidenziato, attraverso l'utilizzo degli uccelli o delle comunità ornitiche, le forme di agricoltura e le caratteristiche dell'agro-ecosistema più favorevoli alla conservazione della biodiversità con delle indicazioni sulle proposte gestionali conseguenti. A questo scopo faremo riferimento a quanto sintetizzato nella figura 1 per ciò che riguarda le singole componenti dell'agro-ecosistema.

Le tipologie colturali

La componente più diffusa e preponderante degli ambienti agricoli è certamente quella delle colture agrarie o delle aree coltivate.

Alcune specie, soprattutto gli uccelli che maggiormente utilizzano le zone aperte per la nidificazione e l'alimentazione, evidenziano variazioni di densità o abbondanza che sono state correlate alla tipologia colturale e, più specificamente, ad alcune caratteristiche strutturali di dettaglio della coltura (distanza tra le piante, superficie di terreno nudo, altezza della vegetazione, ecc.) o alla disponibilità di fonti trofiche (disponibilità di invertebrati e di semi durante i mesi invernali). In uno studio realizzato in Inghilterra da Tucker nel 1992 è stata evidenziata ad esempio l'importanza dei prati/pascoli (foraggere permanenti) come fonte di invertebrati (del suolo e soprassuolo) per l'alimentazione invernale degli uccelli; tale valore aumentava con l'uso di fertilizzanti organici (letame). Lo stesso effetto è stato evidenziato da Wilson et al. (1996) distinguendo in modo particolare i prati pascolati, quindi con presenza di animali e concimazione organica, da quelli non.

Anche nel periodo di nidificazione diversi studi hanno evidenziato l'importanza delle

superfici a pascolo (Siriwardena et al. 2000) o dei prati/pascoli semi-naturali e aridi (Pärt e Söderström 1999) per diverse specie di uccelli e per lo storno in particolare (Smith e Bruun 2002). Le aziende a seminativo sono risultate maggiormente frequentate invece dal fringuello (*Fringilla coelebs*) e dal verdone (*Carduelis chloris*) (Siriwardena et al. 2000), mentre lo zigolo giallo (*Emberiza citrinella*) sembra evitare i prati/pascoli intensivi e concentrarsi nelle zone di margine e nelle colture di orzo (Morris et al. 2001). Wilson e Evans (1995) hanno riscontrato maggiori densità dell'allodola nelle colture di foraggio e di cereali autunno-vernini, sebbene queste ultime fossero spesso abbandonate, in un secondo tempo, dalle coppie riproduttive e soltanto l'orzo primaverile permettesse un adeguato successo riproduttivo. Analogamente, Mason e Macdonald (2000) hanno trovato oltre la metà dei territori di allodola nei cereali autunno-vernini (per quanto le maggiori densità fossero più elevate nei terreni in *set-aside* e nelle colture sarchiate) e una preferenza per le colture sarchiate (soprattutto patata) da parte della cutrettola (*Motacilla flava*)[11].

Le scelte sull'ordinamento colturale più favorevoli alla biodiversità e alle specie ornitiche oltre a prevedere la massima diversità di colture, ottenibile tra l'altro con l'adozione o il mantenimento delle rotazioni colturali ed evitando le monocolture e le monosuccessioni, dovrebbero favorire la presenza ed il mantenimento dei prati e dei pascoli, con una preferenza per quelli permanenti, non irrigati e poco concimati, rispetto a quelli temporanei e più intensivi.

I terreni incolti o in *set-aside*

Una tipologia particolare di appezzamenti e superfici agricole è quella dei terreni incolti o a *set-aside***.** Nelle aree ad agricoltura intensiva questi rappresentano delle isole o *patches* naturali e non coltivate in mezzo alla matrice coltivata dell'agro-ecosistema e per questa ragione svolgono un ruolo estremamente importante per molte specie di uccelli selvatici (Boatman 1994, Havet e Begue 1994, Genghini 1994, Buckingham et al. 1999, Henderson et al. 2000a, RSPB 2000, Stoate e Parish 2001). Durante il periodo riproduttivo Henderson et al. (2000b) hanno osservato che tale tipologia è di gran lunga preferita da una vasta gamma di specie, soprattutto per il valore trofico, ma anche come habitat di nidificazione, sostituendosi al ruolo tradizionale dei margini dei campi. Numerosi autori inglesi però non ritengono che l'avvento e la diffusione delle superfici a *set-aside* sia da considerare una panacea dal punto di vista naturalistico. Infatti le perdite di biodiversità ornitica degli ambienti agricoli non si possono certo considerare attenuate dopo l'avvento e la diffusione di queste superfici. Ciononostante molti sono concordi nell'affermare che un *set-aside* ben gestito consente di migliorare notevolmente la gestione faunistica e le condizioni di biodiversità dei territori agricoli più intensivi (Sotherton 1998). I problemi maggiori di queste superfici sono rappresentati dagli impatti dovuti agli sfalci, a volte necessari per il contenimento delle erbe infestanti, ma realizzati spesso in epoche dannose alle specie selvatiche. Nel *set-aside* rotazionale, ad esempio, Poulsen e Sotherton (1992) hanno rilevato danni, sia diretti che indiretti, a carico dell'allodola e di fasianidi conseguenti agli sfalci e alle lavorazioni consentite in piena epoca riproduttiva. Considerate le maggiori difficoltà di trovare un compromesso in questo tipo di *set-aside*, in mancanza di altri metodi efficaci per ridurre le c.d. erbe spontanee, l'uso di erbicidi non residuali e a basse dosi, in sostituzione degli sfalci, può essere ritenuto un intervento di minore impatto per le specie selvatiche, come sostenuto in diversi studi francesi (Pasquet et al. 1998, Peeters e Decamps 1998, Ysnel et al. 1998)[12].

Nelle zone di pianura, o comunque diffusamente e intensamente coltivate, le superfici incolte o a *set-aside* sono da considerare sempre auspicabili nell'ottica di un miglioramento

[11] Per colture sarchiate si intendono le colture soggette alla lavorazione primaverile del terreno, chiamata appunto sarchiatura. Queste comprendono per lo più le c.d. colture industriali o anche le colture proteoleaginose e le ortive di pieno campo. Si tratta generalmente di colture seminate in primavera.

[12] Per un approfondimento degli effetti delle superfici ritirate dalla produzione (*set-aside*) sugli uccelli selvatici e delle più adeguate modalità di gestione di queste superfici è possibile approfondire l'ampia bibliografia disponibile a riguardo.

delle condizioni della biodiversità. La loro gestione deve però prevedere interventi realizzati con modalità e tempi tali da non danneggiare le specie selvatiche.

Le pratiche e le operazioni agricole

Rimanendo nell'ambito del sistema coltivato, ma prendendo in considerazione quelle che abbiamo identificato come "modalità di gestione o produzione agraria", cioè le pratiche e operazioni agricole, queste possono condizionare fortemente la presenza/assenza e le densità delle specie selvatiche a seconda degli impatti che determinano. L'eventuale adozione di tecniche di produzione alternativa o di adeguate misure di mitigazione può però ridurre notevolmente questo genere di impatti.

Tra le fasi iniziali del ciclo di produzione agricola vi sono le lavorazioni del terreno. Queste determinano un impatto significativo sull'avifauna dovuto al cambiamento repentino degli habitat e alla scomparsa dei residui colturali fonte di alimento, rifugio e siti di nidificazione.

L'adozione delle tecniche di lavorazione conservativa del terreno (*minimum tillage, reduced tillage, no-tillage, mulch tillage, strip tillage,* ecc.) e della semina sul "sodo" consentono di ridurre questi impatti e di mantenere più a lungo possibile questi micro-habitat così favorevoli alle specie selvatiche.

Gli effetti positivi di queste tecniche sulle diverse specie di uccelli sono state evidenziate da molti autori (Rodger e Wooley 1983, Castrale 1985, Wooley et al. 1985, Flickinger e Pendleton 1994, Lokemoen e Beiser 1997) e sono attribuibili soprattutto al mantenimento sul campo dei residui colturali e delle stoppie per periodi più o meno prolungati. Nella stagione invernale, ad esempio, i granivori (Wilson et al. 1996, Moorcroft et al. 2002), in particolare lo strillozzo (Donald e Evans 1994) e lo zigolo nero (*Emberiza cirlus*) (Evans e Smith 1994), utilizzano molto queste superfici, soprattutto in presenza di erbe spontanee. La preferenza per le superfici con i residui colturali è stata evidenziata anche da Tucker (1992) per storno, gazza (*Pica pica*), taccola (*Corvus monedula*), corvo (*Corvus frugilegus*) e cornacchia nera (*Corvus corone*) e da Tella e Forero (2000) per il grillaio (*Falco naumanni*). Quest'ultimo evidentemente trae vantaggio dalla maggior presenza di insetti nei residui colturali. Moorcroft et al. (2002) hanno poi evidenziato che per gli uccelli granivori le migliori stoppie sono quelle ricche di flora spontanea e la presenza di qualche zona di terreno nudo.

Un altro fattore di rilevante impatto sulle specie selvatiche presenti negli ambienti agricoli è rappresentato dall'impiego dei diversi tipi di prodotti chimici (concimi, fertilizzanti, diserbanti, antiparassitari, insetticidi, concianti, ecc.) nelle varie fasi del ciclo produttivo[13]. Le potenziali misure di mitigazione realizzabili prendono spunto dalle principali cause di impatto. Pertanto si può intervenire:

- sulle attrezzature. Attraverso un miglioramento dell'efficienza e degli sprechi di prodotto che possono anche essere causa di distribuzioni eccessive, poco omogenee e quindi di danno potenziale alle specie selvatiche;
- sulle modalità di distribuzione. Le distribuzioni uniformi basate sulla copertura quanto più completa della vegetazione sono certamente di maggiore impatto rispetto alle distribuzioni localizzate e in forma non liquida;
- sulle tipologie dei prodotti somministrati. I prodotti indirizzati alle specie animali (insetticidi, antimalacidi, esche, rodonticidi, ecc.) sono generalmente più pericolosi di quelli indirizzati alle piante e ai funghi (diserbanti, anticrittogamici, fitoregolatori, concimi, ecc.).
- sulla classe di tossicità. Evidentemente le classi di tossicità superiori (I[a] e II[a]) sono più

[13] Relativamente ai diversi tipi di impatto e alla pericolosità dei prodotti chimici nei confronti dei selvatici esiste un'ampia bibliografia specifica a cui fare riferimento. Si richiamano alcuni dei lavori più significativi indirizzati alle specie selvatiche: Potts 1986 e 1997, Campbell et al. 1997, Boutin et al. 1999.

[14] A questo riguardo è interessante considerare la classe di tossicità dei prodotti in relazione alle dosi distribuite al m2. Una pubblicazione specifica (ONC 1988), prodotta dall'Office Nazionale de la Chasse, fornisce indicazioni dettagliate a questo riguardo di particolare interesse per le specie selvatiche.

pericolose di quelle inferiori (III[a] e IV[a])[14].
- sulle dosi di impiego dei prodotti. Dosi ridotte sono certamente meno dannose e possono risultare comunque efficaci dal punto di vista agronomico.
- sulle epoche di somministrazione. I trattamenti primaverili ed estivi sono generalmente più pericolosi di quelli autunno-invernali, perché realizzati in epoche di piena attività degli uccelli e soprattutto nei periodi riproduttivi e di crescita della prole.
- sulle aree trattate. Vi sono certamente delle aree più importanti e più frequentate dalle specie selvatiche (ecotoni, *field margins*, ecc.) che dovrebbero essere oggetto di particolari attenzioni e limitazioni all'uso delle sostanze chimiche.

Quest'ultimo aspetto è stato oggetto di studi approfonditi soprattutto in Gran Bretagna nei confronti di specie di interesse venatorio (starna e fagiano) ma non solo. Allo scopo sono state individuate misure di mitigazione e modalità di gestione degli ambienti agricoli che consentissero da un lato di ridurre gli impatti dei trattamenti chimici e dall'altro di ottenere un'efficiente produzione agricola. Sono state pertanto definite, le c.d. aree di *Conservation Headland*, cioè fasce di coltivazione (di 6-10 m), in prossimità delle testate o confini degli appezzamenti agricoli, nelle quali, in seguito ad opportune sovvenzioni economiche, i trattamenti chimici vengono esclusi o limitati a quelli indispensabili (Chiverton e Southerton 1985, Rands 1986, Rands e Southerton 1986, Aebischer e Blake 1994, Vickery et al. 2002).

Tra gli altri studi recenti incentrati su misure di mitigazione specifiche all'uso dei prodotti chimici in agricoltura si ricorda quello di Pascual et al. (1999), che evidenziando gli effetti negativi della concia (trattamento chimico sui semi prima della semina) sugli uccelli, Lo studio individua nelle semine più profonde un modo semplice per ridurre questo genere di impatto. Moreby e Southway (1999) evidenziano come l'impiego di erbicidi in autunno può ridurre in modo significativo la presenza di alimenti (flora e invertebrati) nel periodo estivo e autunnale in campi di cereali autunno-vernini e suggeriscono una scelta più selettiva negli erbicidi da utilizzare.

La misura di mitigazione più diffusa per la riduzione degli impatti derivanti dall'impiego dei prodotti chimici è rappresentata da una modifica generale del sistema di produzione attraverso l'adozione dei metodi dell'agricoltura biologica o integrata come indicato nel sottoparagrafo successivo.

Anche il momento della raccolta dei prodotti agricoli rappresenta una fase di impatto significativo sulle specie selvatiche e sugli uccelli in particolare. Lo sfalcio dei foraggi, che generalmente avviene più volte durante la stagione primaverile ed estiva nelle aree di produzione intensiva, è causa di diverse forme di impatto. Dalla modifica delle condizioni strutturali della vegetazione e quindi della *suitability* per le singole specie, alla "migrazione" forzata delle specie presenti verso i campi adiacenti, alla distruzione, abbandono dei nidi e non completamento della fase di riproduzione (Bollinger et al. 1990, Frawley e Best 1991, Dale et al. 1997, Horn e Koford 2000). Le tempistiche nella realizzazione degli sfalci possono essere determinanti nell'influenzare la mortalità o la sopravvivenza di diverse specie di avifauna. Così ad esempio è stato evidenziato che il successo riproduttivo di diverse specie di galliformi di interesse venatorio (starne, fagiani e pernici rosse) dipende in modo marcato dalle date di sfalcio dei foraggi (The Game Concervancy 1981, CEMAGREF e ONC, 1988). Diversi studi, realizzati in Gran Bretagna sul re di quaglie hanno dimostrato gli effetti significativi su questa specie del passaggio dallo sfalcio manuale a quello meccanico (Norris 1947), della velocità e dei metodi di sfalcio (Green 1995) e dell'anticipo nelle operazioni di sfalcio (Green e Williams 1994, Green 1996).

Le misure di mitigazione alle operazioni di sfalcio dei foraggi, inizialmente proposte nell'ambito di studi indirizzati prevalentemente alle specie di interesse venatorio, sono state: la realizzazione delle operazioni partendo dal centro degli appezzamenti, la riduzione della velocità delle macchine, l'innalzamento della barra di taglio e mietitura, l'utilizzo di sistemi

di allontanamento preventivo degli animali (fonti luminose, elettro-magnetiche, sonore, olfattive, cani al guinzaglio) o durante le lavorazioni (barre d'involo) (The Game Concervancy 1981, Birkan 1977, CEMAGREF e ONC 1988, Birkan e Jacob 1988, Genghini 1994). Tali soluzioni si adattano soprattutto ad aree con agricoltura meno intensiva, per piccole aziende e appezzamenti, dove è possibile realizzare una gestione faunistico-venatoria o ambientale molto controllata. Gli stessi metodi risultano invece difficilmente proponibili o realizzabili negli ampi appezzamenti tipici dell'agricoltura intensiva di pianura o bassa collina. In queste situazioni è più logico proporre una programmazione differenziata nel tempo e nello spazio delle operazioni di sfalcio, lasciando delle aree non sfalciate in modo permanente o temporaneo in seguito ad opportune misure di aiuto economico.

Le operazioni di trebbiatura e soprattutto la fienagione in periodo primaverile hanno forse le più gravi e più dirette ripercussioni sui rapaci nidificanti al suolo, quali ad esempio l'albanella minore (*Circus pygargus)* (Pandolfi e Giacchini 1991). Il mantenimento, in seguito a sovvenzioni adeguate, di piccole aree non trebbiate intorno ai nidi è forse l'unica misura efficace per contenere l'uccisione dei pulli al nido.

Sistemi di produzione a basso impatto ambientale

La riduzione degli impatti derivanti da diverse pratiche agricole può essere ottenuta in modo più completo attraverso l'adozione di sistemi di produzione a basso impatto ambientale, quali: l'agricoltura biologica, integrata, biodinamica, ecc. Tali sistemi possono prevedere un'impostazione completamente diversa e rivoluzionaria rispetto alle tradizionali attività produttive (a. biodinamica), prevedere la modifica di più fasi produttive, anche dell'ordinamento colturale o degli spazi non coltivati (siepi e *field margins*) aziendali (a. biologica), o interessare solo una riduzione generalizzata nell'uso dei prodotti chimici (a. integrata). Diversi studi hanno evidenziato il ruolo positivo dell'agricoltura biologica nei confronti dei popolamenti ornitici (Braae et al. 1988, Sears 1990, Petersen et al. 1995, Fuller 1997, Wilson et al. 1997, Chamberlain et al. 1999, Hole et al. 2005, Genghini et al. 2006), o più nello specifico, la più elevata densità di uccelli nei cereali biologici rispetto a quelli convenzionali (Wilson e Evans, 1995). Lokemoen e Beiser (1997) hanno osservato che le colture biologiche con lavorazioni conservative del terreno risultano avere un maggiore numero medio di specie nidificanti e una maggiore densità di nidi rispetto alle colture convenzionali. Beecher et al. (2002), studiando un campione di 30 aziende, di cui 15 biologiche e 15 convenzionali, ipotizzano che alla base della maggiore abbondanza e ricchezza di uccelli nelle prime vi sia una maggiore quantità di insetti come conseguenza del mancato utilizzo di erbicidi nelle fasce non coltivate e nei campi di grano.

Il confronto tra coltivazioni biologiche e convenzionali è spesso reso problematico dalla difficoltà di isolare l'effetto ambientale dal minor uso di agro-farmaci. Le aziende biologiche infatti presentano diversi elementi, dipendenti dalla struttura dell'habitat, (es. la varietà di colture, il tipo di colture e di altre pratiche agricole a basso impatto, la presenza di alberi e siepi) che contribuiscono ad accentuare la differenza di ricchezza e di abbondanza del popolamento ornitico rispetto alle aziende convenzionali (Wilson et al. 1997, Freemark e Kirk 2001, Genghini et al. 2006), soprattutto lungo i margini e durante il periodo invernale (Chamberlain et al. 1995).

I margini o confini dei campi (*field margins*)

L'osservazione più attenta degli agro-ecosistemi evidenzia, oltre alla diffusa presenza di ambienti coltivati, anche di micro-habitat non coltivati, che in generale sono compresi nei c.d. *field margins*, cioè i margini non coltivati dei campi. Questi rappresentano degli spazi di supporto all'ambiente e alla produzione agricola che, non essendo coltivati, subiscono minori pressioni gestionali e minore disturbo permettendo anche, in molti casi, lo sviluppo

e la diffusione della vegetazione semi-naturale (erbacea e arboreo-arbustiva). Tali aree rispetto alle aree coltivate presentano comunità vegetali e animali più diversificate. I margini infracolturali e le bordure dei campi e delle strade, gli argini inerbiti lungo i corsi d'acqua, soprattutto se dotati di elementi arboreo-arbustivi quali le siepi e i filari di alberi, rappresentano spesso le uniche superfici in cui gli uccelli possono trovare occasione per rifugiarsi, alimentarsi e riprodursi. In Inghilterra, ad esempio, lo zigolo giallo seleziona come principale habitat di alimentazione i margini dei campi, nei quali può disporre di una maggiore disponibilità di insetti (Morris et al. 2001).

I margini dotati di vegetazione legnosa sono elementi di attrazione per numerose specie di uccelli tipiche dei contesti arbustivi e forestali, e rappresentano il principale fattore di arricchimento di biodiversità dei moderni agro-ecosistemi. Per molte specie forestali ed ecotonali, infatti, le siepi possiedono caratteristiche strutturali simili a quelle dell'habitat di origine e in molti casi sono in grado di offrire risorse per l'alimentazione, la nidificazione, il *roosting/perching*, il rifugio e l'attività territoriale.

Tabella 1. Caratteristiche delle siepi che influenzano la ricchezza e l'abbondanza di uccelli in Gran Bretagna (da Hinsley e Bellamy, 2000 modificato).

DIMENSIONI:
Altezza (Arnold 1983, svernamento e nidificazione; Lack 1987, 1992; Parish et al. 1994, svernamento e nidificazione; Green et al. 1994, Moles e Breen 1995, MacDonald e Johnson 1995)
Larghezza (O'Connor 1987, Shaw 1988)
Altezza e larghezza (Arnold 1983, Lack 1992, Green et al. 1994, Moles e Breen 1995)
Area (Osborne 1984)
Volume (O'Connor 1987, Parish et al. 1994, svernamento e nidificazione)
Overgrown (Pollard et al. 1974, O'Connor e Shubb 1986, O'Connor 1987)

TIPI DI ALBERI:
Presenza e/o numero (Williamson 1971, Wyllie 1976, Arnold 1983, inverno; O'Connor 1984, O'Connor e Shrubb 1986, O'Connor 1987, MacDonald e Johnson 1995, Lack 1992, Moles e Breen 1995)
Altezza (Parish et al. 1994, svernamento e nidificazione; Parish et al. 1995, svernamento e nidificazione)
Altezza e numero (Parish et al. 1994, Parish et al. 1995, svernamento e nidificazione)
Diversità di specie (Osborne 1984)
Numero alberi morti (Osborne 1982, 1984, Lack 1992)

ALTRI FATTORI:
Numero di arbusti (Osborne 1984, O'Connor 1987, MacDonald e Johnson 1995, Parish et al. 1994, svernamento e nidificazione)
Grado di copertura (Moore et al. 1967, Rands 1987, O'Connor 1987, Lack 1992, Arnold 1983)
Specie di arbusti (Moore et al. 1967, Lack 1992)
Interruzioni (MacDonald e Johnson 1995, Moles e Breen 1995, svernamento; Lack 1992)

ALTRI ELEMENTI ADIACENTI AL MARGINE:
Ampiezza fascia erbacea (Parish et al. 1994 nidificazione)
Ampiezza fosso/scolina (Parish et al. 1994 svernamento; Osborne 1984, O'Connor 1987)
Fosso/scolina con acqua (Moles e Breen 1995, svernamento)
Arbusti adiacenti (Osborne 1984)
Boschetti adiacenti (Lack 1992)
"*Conservation headland*"(Rands 1985, 1986, Fuller 1984, Cracknell 1986, Lack 1992, Green et al. 1994)
Prati o pascoli (Arnold 1983, Parish et al. 1994, svernamento e nidificazione; Moles e Breen 1995, svernamento)
Campi aperti (Osborne 1984)

ASPETTI PAESAGGISTICI:
Intersezioni tra siepi (Lack 1988, 1992)
Numero di siepi e altri margini del paesaggio (O'Connor e Shrubb 1986, Lack 1992, O'Connor e Shrubb 1986, Moles e Breen 1995)
Presenza di giardini privati (MacDonald e Johnson 1995)
Presenza di boschetti (Arnold 1983)

La scomparsa delle siepi e delle alberature, conseguente allo sviluppo dell'agricoltura intensiva e meccanizzata, ha pertanto avuto un effetto molto importante sull'avifauna (Gillings e Fuller 1988, Evans et al. 2003), con perdite di diversità significative in molte aree dell'Europa occidentale (O'Connor e Shrubb 1986).

Numerosi contributi scientifici hanno sottolineato il valore delle siepi per gli uccelli, evidenziando le molteplici relazioni tra l'avifauna e le variabili che descrivono le diverse tipologie di margine (tabella 1), ben sintetizzati da O'Connor e Shrubb (1986) e da Hinsley e Bellamy (2000).

Tra i più ricorrenti fattori intrinseci in grado di influenzare positivamente la ricchezza e l'abbondanza degli uccelli in periodo riproduttivo vi sono innanzitutto l'ampiezza della siepe (Hinsley et al. 1999), l'area (Osborne 1984), l'altezza (Arnold 1983, Lack 1987, Parish et al. 1995, Green at al. 1994, Mac Donald e Johnson 1995) ed il volume (Parish et al. 1995), variabili il cui contributo relativo è di difficile quantificazione in quanto spesso fortemente intercorrelate tra loro. In generale, le siepi basse e strette sono inadatte alla maggioranza delle specie, sia per mancanza di risorse sia per la maggiore esposizione ai predatori. La presenza di alberi e di piante mature (O'Connor e Shrubb 1986, Mac Donald e Johnson 1995) tende ad incrementare il popolamento ornitico offrendo una maggiore eterogeneità di strati di vegetazione in cui le diverse specie possono alimentarsi ed avere migliori possibilità di rifugio. Alberi morti o senescenti possono inoltre contribuire ad arricchire la comunità ornitica di specie nidificanti nelle cavità dei tronchi.

Anche la varietà delle specie arboree (Osborne 1984) e, soprattutto, arbustive (Osborne 1984, Mac Donald e Johnson 1995, Parish et al. 1995) sembra favorire una maggiore abbondanza di uccelli, contribuendo ad aumentare la diversità strutturale dell'habitat e la varietà di invertebrati adattati alle differenti specie di piante (O'Connor e Shrubb 1986). L'abbondanza di frutti di essenze arbustive diventa un elemento particolarmente importante durante l'inverno, soprattutto per alcuni silvidi e turdidi (Lack 1992).

Insieme a queste caratteristiche intrinseche della siepe all'aumento di ricchezza e abbondanza di specie possono contribuire anche altri fattori connessi alla presenza e alla qualità degli habitat semi-naturali, quali ad esempio: i canali e i corsi d'acqua, le zone erbacee a sviluppo naturale, i prati e i pascoli permanenti, nonché la vicinanza di habitat alberati ed arbustivi (inclusi i giardini). Superfici semi-naturali e fasce inerbite sufficientemente sviluppate ai lati della siepe assicurano la possibilità di reperire cibo o rifugio a diverse specie che, pur essendo legate alla vegetazione legnosa per la nidificazione, utilizzano habitat differenti per l'alimentazione: è il caso, ad esempio, di alcuni turdidi, di diversi passeriformi granivori (cardellino, fanello, zigolo nero, zigolo giallo) e della starna, il cui successo riproduttivo dipende in gran parte dal valore pabulare del sito di nidificazione (Meriggi e Prigioni 1985).

La densità di siepi influenza la densità totale di uccelli nidificanti, mentre la ricchezza, cui contribuiscono soprattutto le numerose specie forestali, tende ad aumentare fino al raggiungimento di una certa densità di siepi (7-11 km lineari per kmq, secondo O'Connor e Shrubb, 1986). Ulteriore fattore cui è associato un incremento di abbondanza è la presenza di intersezioni tra diversi elementi arboreo-arbustivi (Lack e Lack 1988, Lack 1992), a sottolineare che nel mantenimento di livelli elevati di diversità giocano un ruolo non marginale anche caratteristiche di macro-area quali l'arrangiamento spaziale delle siepi e la loro connettività (Burel e Baudry 1990). Riguardo a quest'ultimo aspetto, non va infatti dimenticato il ruolo delle siepi e dei filari come corridoi preferenziali di spostamento per diverse specie di uccelli, e quindi anche come possibili elementi delle "reti ecologiche" che favoriscono la connessione delle metapopolazioni e la diffusione di talune specie, ad esempio il rampichino (*Cerchia brachydactyla*) (Clergeau e Burel 1997) a partire dalle aree boschive.

Non tutti gli uccelli dei sistemi agricoli beneficiano però delle siepi. E' noto infatti l'effetto

negativo esercitato su alcune specie quali l'allodola e la pavoncella (*Vanellus vanellus*). Una considerazione comune a molti dei lavori che hanno esaminato il rapporto tra ornitofauna e siepi, sottolinea come il valore di questi elementi del paesaggio dipenda dalle preferenze ecologiche di ogni singola specie. Pertanto non può essere suggerita un'unica soluzione gestionale che sia idonea per tutti gli agro-ecosistemi e che vada incontro alle necessità di tutte le specie. Più sensato è ipotizzare, a scala di paesaggio, il mantenimento o il raggiungimento di soddisfacenti livelli di ricchezza attraverso la coesistenza di tipologie differenti nella fisionomia e nella composizione (O'Connor e Shrubb 1986). Emerge inoltre la necessità che gli studi di pianificazione degli interventi atti a favorire la biodiversità ed attivare la funzionalità ecologica degli agro-ecosistemi seguano un approccio multiscalare, in grado di tenere conto delle specificità ecologiche delle singole specie e della stessa varietà di scale spazio-temporali che caratterizza ciascuna specie.

Bibliografia

Introduzione

BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK, BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).

Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. H. G., Duckworth, J. C., Shrubb, M., 2000: Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. - Journal of Applied Ecology 37: 771-788.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001: Agricoltural intensification and the collapse of europe's farmland bird populations. – Proc. R. Soc. Lond. B 268: 25-29.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D. Baillie, S.R., Carter, N. 1995: Population declines and range contractios among lowland farmland birs in Britain. -Conservation Biology 9: 1425-1441.

Lambertini, M. 1995: Lo stato di conservazione dell'avifauna italiana. In Lambertini, M.F., Casale, F. (eds); La conservazione degli uccelli in Italia. - Bollettino Museo Storia Naturale Lunigiana 9: 29-36.

Pain, D.J., Hill, D., McCracken, D.I. 1997: Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distributions in Britain 1970–1990. - Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 64, Issue 1: 19-32.

Tucker, G. M., Heath, M.F. 1994: Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, UK, BirdLife international.

Stato dell'arte

Barr, C.J., Bunce, R.G.H., Clarke, R.T., Fuller, R.M., Furse, M.T., Gillespie, M.K., Groom, G.B., Hallam, C.J., Hornung, M., Howard, D.C., Ness, M.J. 1993: Countryside Survey 1990: main report. DoE, Countryside 1990 series, volume 2.

Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F. 2000: Hedgerows: An International perspective on their origin, function and management. - Journal of Environmental Management 60 (1): 7-22.

BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).

Beal, F. E. L., McAtee, W. L., Kalmbach, E. R. 1941: Common birds of southeastern United States in relation to agriculture. U.S. Department of the Interior. Conservation Bulletins, 43 pp.

Böhning-Gaese, K., Lemoine, N. 2004: Importance of climate change for the ranges, communities and conservation of birds. P. 211-236 in: A. P. Møller, W. Fiedler, and P. Berthold (eds.) Birds and Climate Change. Advances in Ecological Research 35, Academic Press.

Brickle, N. W., Harper, D. C. G., Aebischer, N. J., Cockayne, S. H. 2000: Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn bunting Miliaria calandra. - Journal of Applied Ecology 37: 742-755.

Burfield, I., Van Bommel, F. 2004: Birds in Europe 2 – reassessing the conservazion status of the continent's birds. Bird Census News 2005, Vol 18:12-18.

Canterbury, G.E., Martin, T.E., Petit, D.R., Petit, L.J., Bradford, D.F. 2000: Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. - Conservation Biology 14(2): 474-487.

Chamberlain, D.E., Crick, H.Q.P. 1999: Population declines and reproductive performance of Skylarks Alauda arvensis in different regions and habitats of the United Kingdom. - Ibis 141: 38-51.

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.H.G., Duckworth, J.C., Shrubb, M. 2000: Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. - Journal of Applied Ecology 37: 771-788.

Chapman, W.M.M. 1939: The bird population on an Oxfordshire farm. Journal of Animal Ecology 8(2): 286-299.

COM, 2000: Indicatori per l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo 20 (2001).

COM, 2001: Informazioni statistiche necessarie per gli indicatori intesi a monitorare l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo 144 (2001).

Crick, H.Q.P, Dudley, C., Evans, A.D, Smith, K.W. 1994: Causes of nest failure among buntings in the UK. - Bird Study. 41, 2: 88-94.

Curtis, D.J., Bigna, E.M., Curtis, M.A. 1991: Birds and pastoral agriculture in Europe, joint Nature Conservation Committee. Petersborough.

Defra 2008: Wild bird population indicators for the English regions: 1994–2006: Environment Statistics. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, pp 43.

DG, Agricoltura 2006: Manuale del quadro comune per il monitoraggio e la valutazione. Documento di orientamento. Direzione Generale dell'Agricoltura e dello Sviluppo Rurale. DOC 25 Guidance note G. Baseline indicator Fiches V2.doc.

Donald, P.F., Evans, A.D. 1994: Habitat selection by Corn Buntings Miliaria calandra in winter. - Bird Study 41: 199-210.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001a: Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. - Proc. R. Soc. Lond. B 268: 25-29.

Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D., Pain, D.J. 2002: The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. - Agriculture, Ecosystems & Environment, 89, 3: 167-182.

EEA 2006: Core Set indicators. Methodology for indicator calculation. http://themes.eea. europa.eu/IMS/IMS/ISpecs/ISpecification20041007131627/full_spec.

Fornasari, L., de Carli, E., Nuvoli, L., Mingozzi, T., Pedrini, P., La Gioia, G., Ceccarelli, P., Tellini Florenzano, G., Velatta, F., Caliendo, M.F., Santolini, R., Brichetti, P. 2004: Secondo bollettino del progetto MITO2000: valutazioni metodologiche per il calcolo delle variazioni interannuali. – Avocetta 28: 59-76.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie S.R., Carter, N. 1995: Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. - Conservation Biology 9: 1425-1441.

Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. 1993: Birds as Monitors of Environmental changes. Chapman & Hall, London, 356 pp.

Gates, S., Donald, P.F. 2000: Local extinction of British farmland birds and the prediction of further loss. - Journal of Applied Ecology 37 (5): 806-820.

Genghini, M., 2006: Fauna selvatica e agricoltura. In Romano D., e Genghini M., (a cura di), 2006: Le relazioni economiche tra agricoltura, risorse faunistiche e attività venatoria: conflitto o coesistenza? Aspetti teorici e risultati di alcune ricerche. Ist. Naz. Fauna Selv., Dip. Econ. Agr. Ris. Ter. Univ. FI, Dip. Sci. Econ. Univ. UD, Min. Pol. Agr. For., St.e.r.n.a. Ed. Litotre, Brisighella (RA), pp 61-98.

Genghini, M., Bonaviri, L. 2006: Variazione spazio-temporale dell'eco-mosaico ambientale in due

comprensori di pianura dell'Emilia-Romagna. In: (a cura di Comoglio, C., Comino, E., Bona, F. 2006) Atti del XV° Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Torino, 12-14 settembre 2005) [on line], http://www.xvcongresso.societaitalianaecologia.org/ articles.

Genghini, M., 2007: Territori di collina e montagna e politiche agricole: effetti ed opportunità per la fauna selvatica. In Lucifero, M. e Genghini, M. (a cura di) 2007: Valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori collinari e montani. Ist. Naz. Fauna Selv., Min. Pol. Agr. Alim. e For., St.e.r.n.a. Ed. Grafiche 3B, Toscanella di Dozza (BO), pp 13-42.

Green, R.E., Rayment, M.D. 1996: Geographical variation in the abundance of the Corncrake Crex crex in Europe in relazione to the intensità of agricolture. - Bird Conservation International (1996): 201-211.

Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A., Nobel, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W. 2005: Developing indicators for European birds. - Phil. Trans. R. Soc. B. 360: 269-288.

Jarvis, P.J. 1993: Environmental changes. In Furness, R.W. e Greenwood, J.J.D. Ed: Birds as Monitors of Environmental changes. Chapman & Hall, London, pp. 42-85.

Krebs, J.R., Wilson J., Bradbury R.B., Siriwaderna, G.M. 1999: The second silent spring? - Nature 400: 611-612.

Hardy, A.R., Stanley, P.I., Greig-Smith, P.W. 1987: Birds as indicators of the intensity of use of agricultural pesticides in the UK. ICBP Tech. Publ. No. 6: 119-132.

Heath, M.F., Evans, M. L. 2000: Important bird areas in Europe: Prioritiy sites for conservation. Vol 1 e 2: Northern Europe. Birdlife Conservation Series No 8, Cambridge, Birdlife International.

I.D.F., 1995. L'arbre dans le paysage rural. Institute du Development Forestier.

Lane, A.A. 1932: Birds on Rietfontein Farm, Loop Spruit Valley, Potchefstroom district. - Ostrich 3(1): 17-20.

Mason, C.F., Macdonald, S.M. 2000: Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. - J. Zool. Lond. 251: 339-348.

Merlo, M., Boscolo, M. 1994: L'uso dei suoli tra intensificazione ed abbandono: la concentrazione della produzione agricola. - In Cannata, G., Merlo, M. (a cura di): Interazione fra agricoltura e ambiente in Italia. Problemi e ipotesi di scenari. Istituto Nazionale di Economia Agraria, Il Mulino, Milano: 11-32.

Miller, S., Ralph, C. J. 2003: Stream foraging birds as indicators of stream and watershed quality. - Northwestern Naturalist 84(2): 106-107.

Mochizuki, M., Hondo, R., Kumon, K., Sasaki, R., Atsuba, H., Ueda, F. 2002: Cadmium contamination in wild birds as an indicator of environmental pollution. - Environmental Monitoring and Assessment 73(3): 229-235.

Morrison, M.L. 1986: Bird populations as indicators of environmental change. - Current Ornithology 3: 429-451.

OECD, 2001: Environmental Indicators for Agriculture. Paris, Vol. 3, 400 pp.

Ormerod, S.J., Tyler, S.J. 1993: Birds as indicators of changes in water quality. In Furness, R.W. e Greenwood, J.J.D. Ed. Birds as Monitors of Environmental changes. Chapman & Hall, London, pp. 179-216.

Ormerod, S.J., Watkinson, A.R. 2000: Birds and agriculture. Editor's introduction. - Journal of Applied Ecology 37(5): 699-705.

Pain, D.J., Hill, D., McCracken, D.I. 1997: Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distributions in Britain 1970–1990. - Agriculture, Ecosystems & Environment 64, 1: 19-32.

Pannekoek, J.E., van Strien, A. 1998: TRIM 2.0 for Windows (Trends & Indices for Monitoring data). Statistics Netherlands, Voorburg.

Pearson, A.M., Webb, J.W. 1939: Planting food crops for game birds. Polytech. Inst. Agric. Exp. Stn., 5 pp.

Potter, C. 1997: Europe's changing farmed landscape. In Pain, D. J., Pienkowsky, M. W. Ed.; Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Accademic Press, London, pp. 25-42.

Preiss, E., Martin, J.L., Debussche, M. 1997: Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. - Landscape ecology 12: 51-61.

Robson, N. 1997: The evolution of the Common Agricultural Policy and the incorporation of environmental consideration. In Pain, D. J., Pienkowsky, M. W. Ed.; Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Accademic Press, London, pp. 43-78.

Rossi, P., De Carli, E. 2008: Il ruolo della Politica di Sviluppo Rurale nella conservazione della Biodiversità. - Bollettino dell'osservatorio Politiche strutturali. I.N.E.A. 27: 2-8.

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Fewster, R.M., Marchant, J.H., Wilson, J.D. 1998: Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. - Journal of Applied Ecology 35: 24-43.

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Crick, H.Q.P., Wilson, J.D. 2001: Changes in agricultural land-use and breeding performances of some granivorous farmland passerines in Britain. – Agricolture, Ecosystems and Environment 84: 191-206.

Sotherton, N.W. 1998: Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. - Biological Conservation Vol 83 No 3: 259-268.

Smith, H.G., Bruun, M. 2002: The effect of pasture on starling (Sturnus vulgaris) breeding success and population density in the heterogeneous agricultural landscape in southern Sweden. - Agriculture, Ecosystems and Environment 92: 107-114.

Tellini Florenzano, G., Nuvoli, L., Caliendo, M.F, Rivolli, F., Fornasari, L. 2005: Definizione dell'ecologia degli uccelli italiani mediante indici nazionali di selezione d'habitat. – Avocetta 29: 148.

Temple, S.A., Wiens, J.A. 1989: Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? -American Birds 43(2): 260-270.

Tucker, G. M., Heath, M.F. 1994: Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, UK, BirdLife international.

Vallecillo, S., Brotons, L., Herrando, S. 2008: Assessing the response of open-habitat bird species to landscape changes in Mediterranean mosaics. - Biodiversity Conservation 17: 103-119.

Vickery, J.A., Bradbury, R.B., Henderson I.G., Eaton M.A., Grice P.V. 2004: The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. - Biological Conservation 119, (1): 19-39.

Vos, W., Stortelder, A. 1992: Vanishing tuscan landscapes. Landscapes Ecology of a submediterranean-montane area (Solaro basin, Tuscan, Italy). Ed. Pudoc, Wageningen, 354 pp.

Wilson, J., Evans, J. 1995: The ecology of skylark Akauda arvensis on lowland farmaland. - BTO Research Report 149.

Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C., Bradbury, R.B. 1999: A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. - Agriculture, Ecosystem and Environment 75: 13-30.

Metodologie di rilevamento o monitoraggio

Barbieri, F., Fasola, M., Pazzucconi, A., Prigioni, C. 1975: I censimenti delle popolazioni di uccelli nidificanti in ambienti boschivi. - Rivista Italiana Ornitologia 45: 1-27.

Bibby, C.J., Burgess, N.E., Hill, D.A. 1992: Bird census techniques. Academic Press Inc.

Blondel, J. 1969: Methodes des denombrement des populations d'oiseaux. In Lamotte-Bourliere; Problemes d'ecologie: l'echantillonage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson et Cie, Paris, pp. 97-151.

Blondel, J., Ferry, C., Frochot, B. 1970: La methode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des releves d'avifaune par station d'ecoute. - Alauda 38: 55-71.

Blondel, J., Ferry, C., Frochot, B. 1981: Point counts with unlimited distance. In: Ralph, C.J., Scott J.M. (eds); Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6, pp. 414-420.

Crick, H.Q.P., Raven, M., Beaven, L.P., Dudley, C., Glue, D.E. 2000: Breeding trends from Nest Records leads to new alerts for declining species. - BTO News 228: 8-9.

Fuller, R.J, Marchant, J.H., Morgan, R.A. 1985: How representative of agricultural practice in britain are common birds census farmland plots? - Bird Study 32(1): 56-70.

Jarvinen, O., Vaisanen, R.A. 1975: Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. - Oikos 26: 316-322.

Jarvinen, O., Vaisanen, R.A. 1977: Line transect method: a standard for field work. - Pol. Ecol. Stud. 3(4): 11-15.

Johnson, D.H. 1979: Estimating nest success: The Mayfield method and an alternative. - Auk 96: 651-661.

Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P., Whittington, P. 1990: Population trends in British breeding birds. Tring, Hertfordshire, British Trust for Ornithology.

Mayfield, H. 1975: Suggestions for calculating nest success. - The Wilson Bulletin 87: 456-466.

O'Connor, R.J., Marchant, J.H. 1981: A field validation of some Common Birds Census techniques. BTO Research Report 4.

Overton, W.S. 1971: Estimating the numbers of animals in wildlife population. In: Giles R.H. (ed.) Wildlife management techniques. The Wildlife Society, Washington D.C. 520 pp.

Peach, W.J., Crick, H.Q.P., Marchant, J.H. 1995: The demography of the decline in the British Willow Warbler population. - Journal of Applied Statistics 22: 905-922.

Pielou, E.C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collections. – Journal of Theoretical Biology 13: 121-144.

Robbins, C. S., Van Velzen., W. T. 1967: The Breeding Bird Survey, 1966. U.S. Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report. Wildlife No. 102. 43 pp.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1963: Mathematical theory of communications. Univ. of Illinois Press, Urbana.

Verner, J. 1985: Assessment of counting techniques. In: Johnston, R.F. (ed.); Current ornithology, vol. 2, Plenum Press, pp: 247-301.

L'analisi dei dati negli studi sui rapporti avifauna-ambiente agricolo

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001: Agricoltural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. - Proc. R. Soc. Lond. B 268: 25-29.

Frank, I.E., Todeschini, R. 1994: The data analysis handbook. Elsevier, Amsterdam.

Glantz, S.A., Slnker, B.K. 1990: Primer of applied regression and analysis of variance. McGraw-Hill, New York.

Kim, J.O., Mueller, C.W. 1978: Factor analysis: statistical methods and practical issues. Sage Pubblications, Beverly Hills.

Morrison, M.L., Marcot, B.G., Mannan, R.W., 1992: Wildlife – Habitat relationships. Concepts and applications. The University of Wisconsin Press, Madison.

Pannekoek, J.E., van Strien, A. 1998: TRIM 2.0 for Windows (Trends & Indices for Monitoring data). Statistics Netherlands, Voorburg.

Southwood, T.R.E., Henderson, P.A. 2000: Ecological methods. Blackwell Science, Oxford.

Zar, J.H. 1984:. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.

Risultati delle ricerche e proposte gestionali

Aebischer, N.J., Blake, K.A. 1994: Field margins: integrating agriculture and conservation.-. In: Boatman N. SCI. Proceedings of a symposium held at the University of Warwick, Coventry on 18-20 April 1994, pp: 95-104.

Arnold, G. W. 1983: The influence of ditches and hedgerows structure, length and area of woodland and garden on bird number on farmland. - Journal of applied Ecology 20: 731-750.

Beecher, N.A., Johnson R.J., Brandle, J.R., Case, R.M., Young, L.J. 2002: Agroecology of Birds in Organic and Nonorganic Farmland. - Conservation Biology 16(6): 1620-1631.

Birkan, M. 1977: Population de Perdrix grise (Perdix perdix L.) et agriculture: une etude sur un territoire de Chasse de provins. In Pesson, P., Birkan, M. (ed.); Ecologie du petit gibier et amenagement des chasses. Gauthier-Villars, Paris.

Birkan, M., Jacob, M. 1988: La Perix Grise. Hatier, Paris.

Bollinger, E.K., Bollinger, P.B., Gavin, T.A. 1990: Effects of hay-cropping on eastern populations of the bobolink. - Wildlife Society Bulletin 18:142-150.

Boatman, N.D. 1994: The value of set-aside for wildlife in the United Kingdom. Atti del Workshop sul "Set-aside faunistico", 2-3 Settembre 1994, Ozzano Emilia, Bologna.

Boutin, C., Freemark, K.E., Kirk, D.A. 1999: Farmland birds in southern Ontario: field use, activity patterns and vulnerability to pesticide use. - Agriculture Ecosystems & Environment 72(3): 239-254.

Braae, L., Nohr, H., Petersen, B.S. 1988: The bird fauna of conventional and organic farmland. Copenhagen: Miliominister iet, Miliostyrelsen (Miljoprojekt 12).

Buckingham, D.L., Evans, A.D., Morris, A.J., Orsman, C.J., Yaxley R. 1999: Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK Bird Study. Volume 46, (2) pp: 157-169(13).

Burel, F., Baudry, J., 1990: Structural dynamics of a hedgerow network landscape in Brittany, France. - Landscape Ecology 4: 197-210.

Campbell, L.H., Avery, M.I., Donald, P.F., Evans, A.D., Green, R.E., Wilson, J.D. 1997: A review of the indirect effects of pesticides on birds. Joint Nature Conservation Committee Report 227. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

Castrale, J. S. 1985: Responses of wildlife to various tillage conditions. - Transactions of North American Wildlife and Natural Resources Conferences, 50.

CEMAGREF, ONC, 1988: Aménagement des territoires de chasse au petit gibier. Comité National d'Information Chasse-Nature. 2e edition.

Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J. 1995: B.T.O. The Effect of organic Farming Regimes on Breeding and Winter Bird Populations. - Report n. 154 (Part II).

Chamberlain, D. E., Wilson, J. D., Fuller, R. J. 1999: A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. - Biological Conservation 88(3): 307-320.

Chiverton, P.A., Sotherton, N.W. 1985: The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. - Journal of Applied Ecology 28: 1027-1039.

Clergeau, P., Burel, F. 1997: The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. - Landscape and Urban planning 38: 37-43.

Cracknell, G.S. 1986: The effect on Songbirds of leaving cereal crop headlands unsprayed. BTO report to The Game Conservancy.

Dale, B.C., Martin, P.A., Taylor, P.S. 1997: Effects of hay managementon grassland songbirds in Saskatchewan. - Wildlife Society Bulletin 25: 616-626.

Donald, P.F., Evans, A.D. 1994: Habitat selection by Corn Buntings Miliaria calandra in winter. - Bird Study 41: 199-210.

Evans, A.D., Smith, K.W. 1994: Habitat selection of Cirl Bunting Emberiza Cirlus wintering in Britain. - Bird Study: 83-87.

Evans, K.L., Bradbury, R.B., Wilson, J.D. 2003: Selection of hedgerows by Swallows Hirundo rustica foraging on farmland: the influence of local habitat and weather: The loss of hedgerows may have reduced the quality of agricultural land for breeding Swallows. - Bird Study 50 (1): 8-14 (7).

Flickinger, E.L., Pendleton, G.W. 1994: Bird use of agricultural fiekds under reduced and conventional tillage in the Texas Panhandle. - Wildlife Society Bulletin 22: 34-42.

Frawley, B.J., Best, L.B. 1991: Effects of mowing on breeding bird abbundanceand species composition in alfalfa fields. - Wildlife Society Bulletin 19: 135-142.

Freemark, K.E., Kirk, D.E. 2001: Bird on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. - Biological Conservation 101: 337-350.

Fuller, R.J. 1984: The distribution and feeding behaviour of breeding songbirds on cereal farmland at manydown farm, Hampshire in 1984. BTO report to the game conservancy.

Fuller, R.J. 1997: Responses of birds to organic arable farming: Mechanisms and evidence. 1997 Brighton

Crop Protection Conference - Weeds, Conference Proceedings Vols 1-3, pp: 897-906.
Fuller, R.J., Chamberlain, D.E., Burton, N.H.K., Gough, S.J. 2001: Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? - Agriculture, Ecosystems & Environment 84 (1): 79-92.
Genghini, M. 1994: I miglioramenti ambientali a fini faunistici. INFS. Documenti Tecnici 16. 96 pp.
Genghini, M., Gellini, S., Gustin, M. 2006: Organic and integrated agricolture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. - Biodiversity and Conservation 15: 3077-3094.
Gillings, S., Fuller, R.J. 1988: Changes in bird populations on sample lowland English farms in relation to loss of hedgerows and other non-crop habitats. - Oecologia 116(1/2): 120-127.
Green, R.E. 1995: Diagnosis causes of bird population declines. - Ibis (Suppl.) 137: 47-55.
Green, R.E., Osborne, P.E., Sears, E.J. 1994: The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. - Journal of Applied Ecology 31: 677-692.
Green, R.E., Williams, G. 1994: The ecology of the Corncrake (Crex crex) and action for its conservation in Britain and Ireland. In Bignal, E., McCracken, D.I., Curtis, D.J.; Nature conservation and pastoralism in Europe. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee, pp. 67-74.
Green, R.E. 1996: Factors affecting the population density of the Corncrake (Crex crex) in Britain and Ireland. - Journal of Applied Ecology 33: 237-248.
Havet, P., Begue, R. 1994: Jachère et faune sauvage: les développement récents Bulletin Mensuel O.N.C., N. 186, Janvier-Février.
Henderson, J.G., Vickery, J.A., Fuller, R.J. 2000: Summer bird abundance and distribution on set-aside fields on intensive arable farms in England. - Ecography 3: 50-59.
Henderson, J. G., Cooper, J., Fuller, R. J., Vickery, J. 2000: The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. - Journal of Applied Ecology 37(2): 335-347.
Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Sparks, T.H., Rothery, P. 1999: A field comparison of habitat characteristics and diversity of birds, butterflies and plants between game and non game areas. In Firbank, L. G.; Lowland Game Shooting Study. ITE final report to the british Association for Shooting and Conservation. Cumbria, ITE, pp:60-116.
Hinsley, S.A., Bellamy, P. E. 2000: The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds. Journal of Environmental Management 60: 33-49.
Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. 2005: Does organic farming benefit biodiversity? - Biological Conservation 122(1): 113-130.
Horn, D.J., Koford, R.R. 2000: Relation of grassland bird abundance to mowing of Conservation Reserve Program fields in North Dakota. - Wildlife Society Bulletin 28(3): 653-659.
Lack, P. 1987: The effects of severe hedge cutting on a breeding bird population. Bird Study 34: 139-146.
Lack, P.C., Lack, P.C. 1988: Hedge intersections and breeding bird distribution in farmland. - Bird Study 35(2): 133-136.
Lack, P. 1992: Birds on lowland farms. View Database Record. HMSO Books London; 140p+IX, 1992.
Lokemoen, J.T, Beiser, J.A. 1997: Bird use and nesting in conventional, Minimum-tillage and organic cropland. - Journal of Wildlife Management 61: 644-655.
Mac Donald, D.W., Johnson, P.J. 1995: The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. - Journal of Applied Ecology 32: 492-505.
Mason, C.F., Macdonald, S.M. 2000: Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. - Journal of Zoology Lond. 251: 339-348.
Meriggi, A., Prigioni, C. 1985: Aspetti della biologia riproduttiva della Starna Perdix perdix nell'Appennino settentrionale lombardo. - Avocetta 9: 73-80.
Moles, R.T., Breen, J. 1995: Long-term change within lowland farmland bird communities in relation to field boundary attributes. Biology and environment: proceedings of the Royal Irish Accademy 95B: 203-215.

Moorcroft, D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D. 2002: The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. – Journal of Applied Ecology 39: 535-547.

Moore, N.W., Hooper, M.D., Davis, B.N.K. 1967: Hedges I. Introduction and reconnaissance studies. - Journal of Applied Ecology 4: 201-220.

Moreby, S.J., Southway, S.E. 1999: Influence of autumn herbicuides on summer food available to birds in winter wheat fields in southern England. - Agricolture Ecosystems and Environment 285-297.

Morris, A.J., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., Kirkos, A., Buckingham, D.L., Evans, A.D. 2001: Foraging habitat selection by Yellowhammer (Emberiza citrinella) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. - Biological Conservation 101: 197-210.

Norris, C.A. 1947: Report on the distribution and status of the Corncrake. - British Birds 40: 226-244.

O'Connor, R.J. 1984: The importance of hedges to songbirds. In Agriculture and environment, ITE Symposium no.13 (D. Jenkins, ed.), Cambridgeshire ITE: 117-123 pp.

O'Connor, R.J. 1987: Environmental interests of field margins for birds. In Way, J. M., Greig-Smith, P. W. (eds.); Field Margins, British Crop Protection Council Monograph no. 35, Thornton Heath, BCPC: 35-48 pp.

O'Connor, R., Shrubb, M. 1986: Farming and birds. Cambridge University Press, 90 pp.

O.N.C., 1988: Choisissez et Dosez, Département de la préservation de la faune. Office Nationale de la Chasse. Paris, 4ème édition.

Osborne, P. 1982: Some effect of dutch elm disease on nesting farmland birds. - Bird Study 29: 2-16.

Osborne, P. 1984: Bird number and habitat characteristics in farmland hedgerows. - Journal of Applied Ecology 21: 63-82.

Pandolfi, M., Giacchini, P. 1991: Distribuzione e successso riproduttivo di Albanella minore, Circus pygargus nelle Marche (1986-2001). - Rivista Italiana di Ornitologia, 61 (1-2). 25-32.

Parish, T., Lakhani, K.H., Sparks, T.H. 1994: Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. - Journal of Applied Ecology 31: 764-775.

Parish, T., Lakhani, K.H., Sparks, T.H. 1995: Modelling the relationship between bird polulation and variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. - Journal of applied Ecology 31: 764-775.

Pärt, T., Söderström, B. 1999: The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. - Biological Conservation 90 (2): 113-123.

Pascual, J.A., Hart, A.D.M., Saunders, P.J., McKay, H.V., Kilpatrick, J., Prosser, P. 1999: Agricultural methods to reduce the risk to birds from cereal seed treatments on fenlands in eastern England. - Agricoltural Ecosystems and Environment 72: 59-73.

Pasquet, G., Granval, P., Bernard, J.L. 1998: Gestion agro-environnementale et cynegetique des bords de champs: l'experience du domaine des Baillis (centre de la France). Gibier Faune Sauvage 15(3): 131-144.

Peeters, A., Decamps, C. 1998: Choix et gestion de couverts herbaces dans les jacheres et les tournieres faunistiques. - Gibier Faune Sauvage 15(3): 117-129.

Petersen, B.S., Falk, K., Bjerre, K.D. 1995: Yellowhammer Studies on Organic and Conventional Farms. - Pesticides Research 15, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.

Pollard, E., Hooper, M.D., Moore, N.W. 1974: Hedges. London, Collins.

Potts, G.R. 1986: The Partridge: pesticides, predation and conservation. London, Collins.

Potts, G.R. 1997: Cereal farming, pesticide and grey partridges. In Pain, D. J., Pienkowsky, M. W. (Ed.); Farming and birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its implications for bord conservation. Accademy Press, London, pp. 150-177.

Poulsen, J.G., Sotherton, N.W. 1992: Crop predation in recently cut set-aside land. Brit. - Birds 85: 674-675.

Rands, M.R.W. 1985: Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. - Journal of Applied Ecology 22: 49-54.

Rands, M.R.W. 1986: The survival of Gamebird chicks in relation to pesticide use on cereals. - Ibis 128: 57-64

Rands, M.R.W., Sotherton, N.W. 1986: The management of field margins for the conservation of gamebirds. - Br. Crop Prot. Counc. Monogr. 35: 95-104.

Rands, M.R.W. 1987: Hedgerow management for the conservation of patridges Perdix perdix and Alectoris rufa. - Biological conservation 40: 127-139.

Rodgers, R. D., Wooley, J. B. 1983: Conservation tillage impacts on wildlife. - Journal of Soil and Water Conservation 38 (3).

RSPB, 2000: Set-aside headlands and farmland birds. The Royal Society for the Protection of Birds.

Sears, J. 1990: The value of set-aside to birds. In (J. Clarke Eds) 1992: Set-aside. BCPC Monograph n. 50. - Farnham, Surrey UK: 175-180.

Shaw, P. 1988: Factor affecting the numbers of breeding birds and vascular plants on lowland farmland. Nature Conservancy Council Research Report no. 838. Peterborough, NCC.

Siriwardena, G.M., Cric,k H.Q.P., Baillie, S.R., Wilson, J.D. 2000: Agricultural habitat-type and the breeding performance of granivorous farmland birds in Britain. - Bird Study 47: 66-81.

Smith, H.G., Bruun, M., 2002: The effect of pasture on starling (Sturnus vulgaris) breeding success and population density in the heterogeneous agricultural landscape in southern Sweden. - Agriculture, Ecosystems and Environment 92: 107-114.

Sotherton, N.W. 1998: Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. - Biological Conservation 83 (3): 259-268.

Stoate, C., Parish, D. 2001: Crops grown on set-aside land bring wild birds back to the fields. - Nature 414(6865): 687.

Tella, J.L., Forero, M.G. 2000: Farmaland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudosteppe: implications for conservation strategies. - Biodiversity and Conservation, 9: 433-441.

The Game Concervancy 1981: Farm hazards to game and wildlife. The Game Conservancy, Fordingbridge, Hampshire.

Tucker, G.M. 1992: Effects of agricultural practices on field use by invertebrate-feeding birds in winter. - Journal of Applied Ecology 29: 779-790.

Vickery, J., Carter, N., Fuller, R.J. 2002: The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. - Agriculture, Ecosystems and Environment 89: 41-52.

Ysnel, F., Eybert, M.C., Lambert, E., Canard, A., Geslin, T., Marc, P. 1998: Bordures bodageres et biodiversite des jacheres environnement et faune sauvage. - Gibier Faune Sauvage 15(3): 15-31.

Williamson, K. 1971: A bird census study of a Dorset dairy farm. - Bird study 18: 80-96.

Wilson, J., Evans, J. 1995: The ecology of skylark Akauda arvensis on lowland farmaland. BTO Research Report 149.

Wilson, J.D., Taylor, R., Muirhead, L.B. 1996: Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. - Bird Study 43: 320-332.

Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R. 1997: Territory distribution and breeding success of skylarks Alauda arvensis on organic and intensive farmaland in southern England. - Journal of Applied Ecology 34: 1462-1478.

Wooley, J.B., Best, L.B., Clark, W.R. 1985: Impacts of no-till row cropping on upland wildlife. - Transactions of North American Wildlife and Natural Resources Conferences, 50.

Wyllie, I. 1976: The bird community of an English parish. - Bird Study 23: 39-50.

CASI DI STUDIO

Caratteristiche dei margini dei campi e influenza sulle comunità di uccelli: risultati di uno studio svolto nella pianura emiliana

(Genghini M., Gellini S., Nardelli R., Gustin M.)

Introduzione

Negli agro-ecosistemi intensivi, i margini infracolturali, soprattutto se associati a formazioni arboree e siepi residuali, assumono particolare importanza per la conservazione degli uccelli (Parish et al. 1994a). La scomparsa della rete di siepi e elementi arboreo-arbustivi dal paesaggio agricolo nel XX secolo, insieme ai profondi cambiamenti dei sistemi produttivi agricoli, ha certamente contribuito alla diminuzione della diversità ornitica e delle popolazioni di specie tipiche degli ambienti agricoli europei (Tucker e Evans 1997, Fuller et al. 1995, O'Connor e Shrubb 1986)

Il ruolo dei *field margins* e delle siepi nei sistemi intensivi mediterranei non è stato tuttavia ancora oggetto di studi specifici, e poche indagini sono state svolte nell'area padana (Groppali 1991, Gellini e Matteucci 1999), la principale pianura agricola italiana.

Nell'ambito di un progetto promosso dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, incentrato sulla biodiversità negli agro-ecosistemi, l'Istituto Nazionale Fauna Selvatica ha intrapreso uno studio finalizzato a comprendere quali caratteristiche dei *field margins* e, in particolare, delle siepi residuali, influenzano maggiormente, sotto il profilo quantitativo e qualitativo, il popolamento ornitico del sistema agrario intensivo, nella prospettiva di impostare strategie e linee di gestione degli ambienti agricoli in equilibrio con la conservazione dell'ambiente.

Area di studio e metodi

Il sistema agrario selezionato per lo studio è ubicato nella pianura emiliana. In tale ambito gli spazi infracolturali sono costituiti prevalentemente dal reticolo viario e da porzioni più o meno larghe destinate al drenaggio delle acque. In una ridotta percentuale di margini è tuttavia presente anche la vegetazione spontanea, costituita da siepi di diversa dimensione e filari alberati, da boschetti ripariali lungo i principali corsi d'acqua, e da formazioni erbacee, più estese lungo le banchine d'argine. Per individuare le aree a più cospicua densità di margini alberati sono stati analizzati 50 aereo-fotogrammi, che hanno portato alla scelta di cinque comprensori (Figura 1), ubicati rispettivamente nelle province di: Parma-Piacenza (Comuni di Fiorenzuola d'Arda, Fidenza, Alseno, Busseto, Soragna, Cortemaggiore), Reggio-Emilia (Comuni di S. Ilario d'Enza, Gattatico-Praticello, Sorvolo, Reggiolo), Modena (Comuni di Novi, Moglia) e Bologna (Comuni di Crevalcore, S. Giovanni Persiceto, S. Agata).

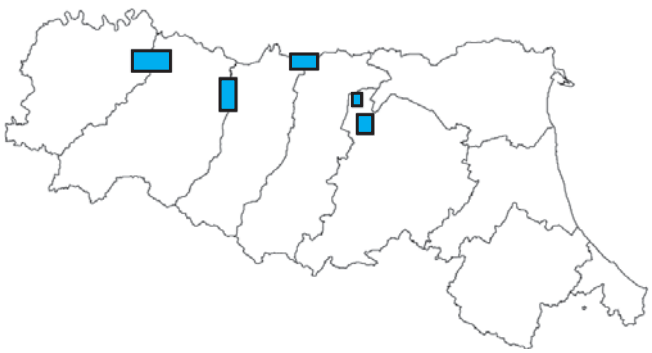


Figura 1. Localizzazione delle aree di studio.

L'abbondanza degli uccelli è stata rilevata in due differenti sessioni di conteggio (25/3-15/4, 15/5-10/6 del 2002), attraverso il metodo delle stazioni di ascolto (Blondel et al. 1970) applicato in 190 Aree Campione (AC) circolari (raggio 150 m), Figura 2, casualmente dislocate su tratti di margine e di siepe e mappati in un sistema geografico informativo (GIS). Per ogni AC sono state

raccolte informazioni relative a tre gruppi principali di variabili (Figura 2):
- caratteristiche dimensionali (larghezza, altezza, volume) e strutturali (densità del sottobosco arbustivo, stratificazione della vegetazione) del margine e della siepe;
- caratteristiche vegetazionali in termini di frequenza lungo il margine dei principali generi di piante legnose *(Ulmus, Rubus, Acer, Cornus, Quercus, Populus, Prunus, Robinia, Sambucus, Salix, Crataegus, Morus, Juglans, Prunus)*;
- caratteristiche di uso del suolo delle aree contigue al tratto di margine esaminato.

La semplificazione dell'ampia gamma di variabili è avvenuta mediante l'applicazione dell'analisi delle componenti principali (ACP) in ciascuno dei tre gruppi di variabili, così da risalire a una serie di fattori interpretabili come gradienti ambientali.

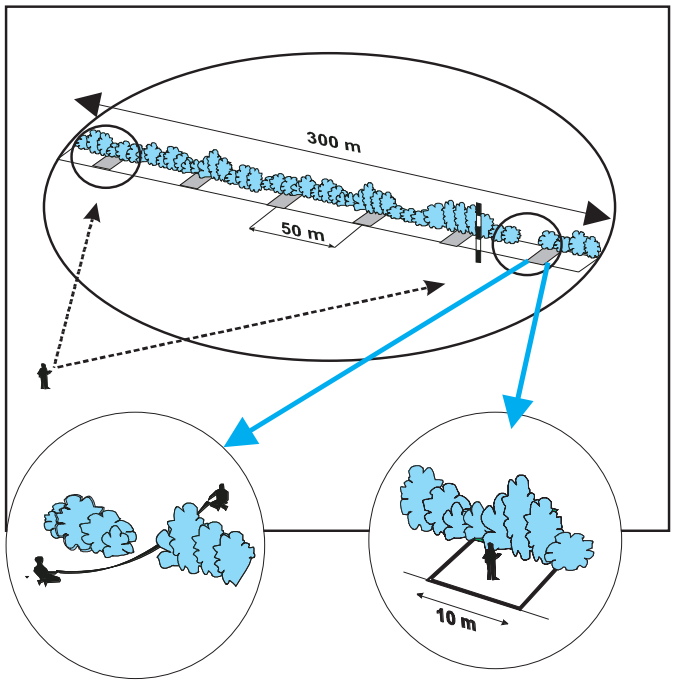


Figura 2. Illustrazione dei rilievi della vegetazione dei *field margins* (da vicino e lontano) all'interno del buffer di 150 m di raggio, ove è stato realizzato il rilevamento ornitologico (*bird count*).

E' stata quindi testata la significatività delle correlazioni di Pearson tra gli indici di comunità e i fattori estratti. L'analisi discriminante è stata eseguita per sottogruppi di AC caratterizzati da valori massimi e minimi di ricchezza, abbondanza e diversità ornitica (x>mean+St.Dev, x<mean+St.Dev) e dalla presenza-assenza di una data specie. In tale modo sono stati estratti modelli predittivi in grado di evidenziare i fattori maggiormente responsabili della variazione dei parametri entro i sottogruppi e della presenza delle specie.

Risultati

In 1.709 contatti, 66% dei quali ha interessato l'area entro il buffer, sono state conteggiate 63 specie di uccelli, di cui 17 sono risultate frequenti in almeno il 10% del campione (Tabella 1). Tra queste, 9 specie sono state contattate in oltre il 90% dei casi in formazioni legnose ed alberi.

La ACP applicata alle variabili strutturali ha permesso di estrarre 5 fattori, esprimibili come gradienti ambientali, in grado di spiegare complessivamente l'82% della varianza. Tutti gli indici di popolamento ornitico (abbondanza, ricchezza di specie, diversità, calcolati sia con i conteggi entro il buffer sia con quelli senza limite) sono risultati significativamente correlati con i primi 3 fattori estratti ($p<0,05$, Tabella 2), anche se con valori dell'R di Pearson contenuti. Il fattore con il maggiore peso (STRUT1, 41,4% della varianza) esprime la dimensione della siepe (altezza, larghezza, volume) mentre il secondo fattore (STRUT2, 15,9% della varianza spiegata) è risultato correlato con la densità del sottobosco.

Gli stessi indici hanno mostrato una significativa correlazione con un fattore floristico (FLORA2, 8,7% della varianza spiegata) che esprime una maggiore frequenza, lungo la siepe, dei generi *Rubus*, *Robinia* e *Sambucus*. Solo l'abbondanza totale (sia entro che oltre il buffer) sembra influenzata dall'uso del suolo delle superfici adiacenti al margine, essendo positivamente correlata con un gradiente di superficie non coltivata (USO1, 26,6% della varianza spiegata) e negativamente correlata con la superficie adibita ad usi erbacei (USO2, 21,6% della varianza spiegata).

I modelli predittivi elaborati per gli indici di comunità sono illustrati in Tabella 3. La

Tabella 1. Abbondanza totale (Abb. tot= sommatoria delle abbondanze massime confrontando il 1° e il 2° conteggio) e Frequenza percentuale (Freq.%= percentuale delle AC in cui la specie è stata registrata in almeno uno dei due conteggi) delle 17 specie più frequenti (Freq.%>10%), rilevate entro il buffer di 150 m e senza limiti di distanza. *: Specie che hanno mostrato oltre il 90% delle preferenze ambientali per formazioni legnose ed alberi.

	Entro buffer		Entro e fuori buffer		
Specie	Abb. tot	Freq. %.	Abb..	Freq. %.	
Allodola *(Alauda arvensis)*	133,0	*58,6*	300,0	*81,2*	
Capinera *(Sylvia atricapilla)*	136,5	*57,1*	269,5	*73,8*	*
Usignolo *(Luscinia megarinchos)*	130,0	*54,5*	256,0	*71,7*	*
Gazza *(Pica Pica)*	72,0	*41,9*	102,5	*51,8*	*
Cinciallegra *(Parus major)*	62,5	*32,5*	134,5	*51,3*	*
Storno *(Sturnus vulgaris)*	105,5	*28,3*	188,5	*53,4*	
Cutrettola *(Motacillla flava)*	50,0	*27,7*	63,5	*32,5*	
Merlo *(Turdus merula)*	41,5	*27,2*	93,0	*45,5*	*
Picco rosso magg. *(Picoides major)*	40,0	*23,0*	64,0	*30,9*	*
Passera d'Italia *(Passer italiae)*	39,0	*18,8*	135,0	*36,6*	
Passera mattugia *(Passer montanus)*	38,5	*18,8*	42,0	*20,4*	*
Fagiano *(Phasianus colchicus)*	37,0	*17,8*	127,5	*45,5*	
Cornacchia grigia *(Corvus c. cornix)*	29,0	*16,8*	50,5	*29,8*	*
Ghiandaia *(Garrulus glandarius)*	25,5	*16,8*	32,0	*20,4*	*
Germano reale *(Anas platirynchos)*	23,5	*13,6*	24,0	*14,1*	
Saltimpalo *(Saxicola torquata)*	19,5	*10,5*	21,5	*11,0*	
Pettirosso *(Erithacus rubecula)*	12,5	*10,5*	13,5	*10,5*	

Tabella 2. Correlazioni (r di Pearson) tra indici di comunità ornitica e fattori estratti dalla ACP. S: Ricchezza di specie (numero di specie cumulativo tra il 1° e il 2° rilievo); Abb.: Abbondanza totale (sommatoria delle abbondanze specifiche massime confrontando il 1° e il 2° conteggio); H': Diversità di Shannon (calcolata sulle abbondanze specifiche massime). % var.: percentuale di varianza spiegata entro il set di variabili. **** p<0,001, *** p<0,005, ** p<0,01, * p<0,05*.

		Entro buffer			Senza limiti di distanza	
fattori	% var.	S	Abb.	H'	S	Abb.
STRUT1	41,42	0,31 ****	0,23 **	0,24 ***	0,25 ***	0,18 *
STRUT2	15,89	0,24 **	0,21 *	0,24 ***	0,21 *	0,21 *
FLOR2	8,73	0,33 ****	0,23 ***	0,31 ****	0,23 ***	0,21 **
USO1	26,62		0,31 ****			0,28 ****
USO2	21,63		-0,23 ***			

Tabella 3. Modelli predittivi per gli indici di comunità ornitica. S: Ricchezza di specie (numero di specie cumulativo tra il 1° e il 2° rilievo); Abb.: Abbondanza totale (sommatoria delle abbondanze specifiche massime confrontando il 1° e il 2° conteggio); H': Diversità di Shannon (calcolata sulle abbondanze specifiche massime). Sono evidenziate le correlazioni tra le tre funzioni discriminanti, le variabili incluse nell'analisi e le percentuali di casi classificati correttamente.

	indici	STRUT1	FLORA2	FLORA8	USO1	% casi classificati
Funzione 1	S	0,70	0,71	0,46		82,9
Funzione 2	Abb.		0,63		0,68	79,1
Funzione 3	H'	0,83	0,84			75,0

funzione discriminante per la ricchezza ha incluso 3 fattori (82,9% dei casi classificati correttamente), di cui STRUT1 e FLORA2 sono risultati i più significativi. Questi stessi fattori rientrano anche nel modello della diversità (75,0% dei casi classificati correttamente), mentre il modello dell'abbondanza (79,1% dei casi classificati correttamente) ha incluso i fattori USO1 e FLORA2. Modelli statisticamente significativi sono stati estratti anche per cinque specie di uccelli. Più pronunciate correlazioni con l'abbondanza delle specie sono stati espressi dal fattore STRUT1 nel modello del picchio rosso maggiore (0,8) e del saltimpalo (-0,76), dal fattore STRUT2 nel modello dell'usignolo (0,92) e dal fattore FLORA2 nei modelli della capinera (0,8) e del merlo (0,88).

Discussione e conclusioni

L'analisi del popolamento ornitico, che si è rivelato in prevalenza composto da specie generaliste od ubiquitarie, ha sostanzialmente confermato l'importanza delle formazioni arboreo-arbustive residuali per l'avifauna degli agro-ecosistemi intensivi padani, in modo particolare per l'abbondanza delle specie più vincolate alle formazioni legnose, che contribuiscono a mantenere livelli sia pur minimi di biodiversità.

Il fattore ambientale che sembra influire in modo più significativo sugli indici di comunità è risultato essere lo sviluppo dimensionale della siepe, sia in larghezza che in altezza, rappresentato dal fattore STRUT1. Ciò trova riscontro nella maggior parte dei lavori che hanno trattato i margini alberati dei sistemi intensivi (Arnold 1983, Osborne 1984, Macdonald e Johnson 1995, Green et al. 1994, Parish et al. 1994b e 1995), nei quali, tuttavia, il portamento delle siepi studiate era prevalentemente arbustivo. Nel nostro campione, la presenza di alberi alti e maturi ha verosimilmente condizionato la frequenza relativamente elevata del Picchio rosso maggiore (23% delle AC) non riscontrata in altri studi simili.

Altri fattori di una certa incidenza sul popolamento ornitico sono rappresentati da una elevata densità del sottobosco arbustivo e degli strati inferiori della siepe (0-3 m) – rivelatasi particolarmente importante per l'usignolo – e da alcuni fattori connessi al tipo di vegetazione. La difficoltà ad individuare relazioni dirette tra indici di comunità e abbondanza delle specie con i generi arboreo-arbustivi, già sottolineata in altri contributi (Hinsley e Bellamy 2000), è stata confermata nella nostra indagine dall'assenza di fattori floristici della ACP che spiegassero percentuali significative di varianza. Tuttavia l'abbondanza di rovo, sambuco e robinia, espressa dal fattore FLORA2, ha fornito un contribuito in diversi modelli elaborati con l'analisi discriminante. La presenza di queste essenze, in consociazione lungo numerose siepi prossime a fossi e corsi d'acqua, contribuisce probabilmente ad aumentare la complessità strutturale delle siepi, creando condizioni favorevoli per il rifugio e la nidificazione, e potrebbe attirare una maggiore quantità di insetti, principale fonte trofica per la comunità studiata.

Anche per la pianura emiliana, le indicazioni gestionali suggerite dall'indagine (favorire la presenza di siepi cospicue e ben diversificate dal punto di vista floristico e strutturale) sono analoghe a quelle prescritte in altri ambiti, e dovrebbero comunque tenere in considerazione le specie che non selezionano le siepi come habitat riproduttivo (quali ad esempio allodola, cutrettola, strillozzo, oltre a specie tipiche dei corsi d'acqua). La scala del paesaggio sembra pertanto quella più indicata per attuare strategie di conservazione in contesti di agricoltura intensiva, attraverso una diversificazione dei miglioramenti ambientali.

Bibliografia

Arnold, G.W. 1983: The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, aand area of woodland and garden on bird numbers on farmland. - Journal of Applied Ecology 20: 731-750.

Blondel, J., Ferry, C., Frochot, B. 1970: La methode des indices pountuells d'abondance (IPA): ou des relevès d'avifaune par stations dècoute. - Alauda 38: 55-71.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N. 1995: Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. - Conservation Biology 9 (6): 1425-1441.

Gellini, S., Matteucci, C. 1999: Analisi dell'influenza degli spazi naturali relitti sull'avifauna in agroecosistemi della provincia di Forlì-Cesena. In: Atti del Convegno Nazionale "I miglioramenti ambientali con finalità faunistica. Idee ed esperienze a confronto". Vercelli, 1999.

Green, E., Osborne, P.E., Sears, E.J. 1994: The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. - Journal of Applied Ecology 31: 677-692.

Groppali, R. 1991: Avifauna nidificante in due aree padane ad agricoltura intensiva: confronto tra un ambiente con filari e siepi ed uno privo di tale dotazione in provincia di Cremona. - Supplementi Ricerche sulla Biologia della Selvaggina, Vol. XVII: 173-175.

Hinsley, S.A., Bellamy, P.E. 2000: The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. - Journal of Enviromental Management 60: 33-49.

Macdonald, D.W., Johnson, P.J. 1995: The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. - Journal Applied Ecology 32: 492-505.

O'Connor, R.J., Shrubb, M. 1986: Farming and Birds. Cambridge University Press, Cambridge, 290 pp.

Osborne, P. J., 1984 - Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. Journal of Applied Ecology, 21: 63-82.

Parish, T., Sparks, T.H., Lakhani, K.H. 1994a: Models relating bird species diversity and abundance to filed boundary characteristics. In Watt, T. A., Buckley, G. P. (Eds.): Hedgerow Management and Nature Conservation. Wye College Press, London, 170 pp.

Parish, T., Lakhani K.H., Sparks, T.H. 1994b: Modelling the relationship between bird population variables and hedgerows and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. - Journal Applied Ecology 31: 764-775.

Parish, T., Lakhani K.H., Sparks, T.H. 1995: Modelling the relationship between bird population variables and hedgerows and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and of groups of similar species. - Journal Applied Ecology 32: 362-371.

Tucker, G.M., Evans, M.I. 1997: Habitat for birds in Europe: a Conservation strategy for the wider Environment. Cambridge, U.K., BirdLife International (BirdLife Conservation series no. 6).

Comunità ornitiche e paesaggio agricolo intensivo della pianura emiliana

(Genghini M., Gellini S., Nardelli R., Gustin M.)

Introduzione

Il mantenimento di un mosaico agro-ambientale costituito da coltivi ed habitat con caratteristiche di margine è considerato un fattore importante per la conservazione delle specie ornitiche (Tucker e Dixon 1997). Ciò in particolare nelle aree coltivate in cui la meccanizzazione e la scomparsa delle siepi ha causato una forte perdita di biodiversità negli ultimi 50 anni. La varietà del popolamento ornitico negli agro-ecosistemi intensivi è condizionata, oltre che dalla caratterizzazione agricola e dal tipo di pratiche colturali (Fuller et al. 1995), anche e soprattutto dalla presenza di superfici non coltivate e dalle modalità di gestione dei margini (O'Connor e Shrubb 1986, Henderson et al. 2000, Vickery et al. 2002). Ciò è stato in parte confermato anche nell'area padana (Genghini et al. 2003), dove tuttavia non è ben conosciuta l'influenza che i diversi elementi del paesaggio (tipologie colturale, vegetazione semi-naturale, arrangiamento delle *patches*, tipo di margine, ecc.) esercitano sulla varietà del popolamento ornitico. L'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS), ha effettuato una ricerca per aumentare le conoscenze sulla comunità ornitica degli ecosistemi agricoli padani, cercando di individuare la relazione tra gli uccelli e le caratteristiche del mosaico agricolo.

Area di studio e metodi

In 3 comprensori della pianura emiliana (di circa 72 Kmq ciascuno, situati nelle province di Parma, Piacenza, Reggio-Emilia e Modena. Figura 1)[1] sono state selezionate casualmente, da una griglia di 682 celle, 99 Aree Campione (AC). Ciascuna AC è di 22 ettari di superficie ed è limitata da un buffer di 150 m intorno ad un transetto lineare (500 m, Figura 2).

Nell'ambito dei comprensori individuati sono stati esclusi a priori i grandi centri urbani, industriali e artigianali, in modo che il campione fosse rappresentativo del territorio rurale intensivo di pianura.

I dati sull'uso del suolo delle AC, sono tratti dalle ortofoto disponibili più recenti (1996) ed effettuando una verifica diretta sul campo. La complessità del mosaico ambientale è stata stimata dall'indice C= (0.282 *Perimetro)/(Area)$^{1}/_{2}$ (Baker e Cai 1992).

I rilievi ornitologici sono stati effettuati in due diversi periodi (16 Marzo-15 Aprile e 15 Maggio-20 Giugno del 2003), utilizzando il metodo del transetto lineare (Bibby et al. 1992). I parametri principali della comunità ornitica utilizzati sono stati: ricchezza (S), diversità (H'), abbondanza relativa e totale.

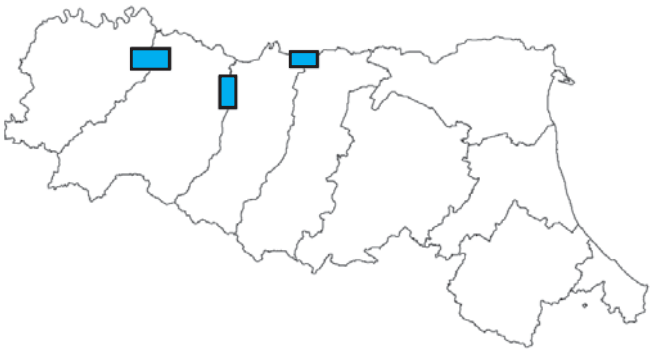


Figura 1. Localizzazione delle aree di studio.

I singoli maschi in canto sono stati mappati utilizzando dei buffer di 10 m (50 m per le specie che cantano in volo come l'allodola (*Alauda arvensis*), per ottenere informazioni riguardanti la preferenza di habitat delle singole specie.

Per le correlazioni bivariate sono stati utilizzati i coefficienti Pearson e Spearman. E' stata effettuata un'ANOVA per valutare la ricchezza (S) e la diversità (H') in relazione alla copertura dell'uso del suolo.

Per modellare i parametri di comunità è stata effettuata un'Analisi di Regressione

[1] I comprensori sono i medesimi (3 su 5) di dove è stata realizzata la ricerca relativa ai field margins, illustrata nel precedente caso di studio.

Multipla (MRA, con l'opzione *stepwise*).

Al fine di evidenziare i fattori ambientali maggiormente influenti sulla presenza/assenza delle singole specie è stata effettuata un'Analisi di Regressione Logistica (LRA). Le preferenze degli habitat sono state testate per confrontare la proporzione delle risorse utilizzate (coperture dell'uso del suolo) sul totale delle risorse ambientali disponibili (Test di Bonferroni).

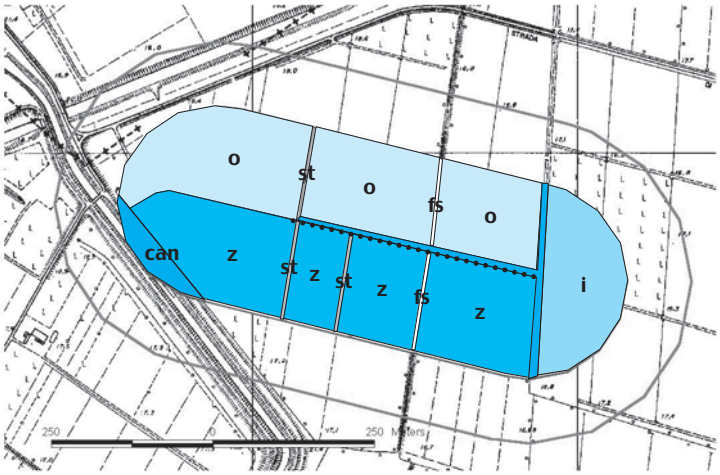


Figura 2. Area campione con relativo buffer e uso del suolo lungo il quale, centralmente, è situato il transetto per i rilevamenti ornitologici.

Risultati

L'uso del suolo agricolo dell'Emilia-Romagna é risultato estremamente mosaicizzato (numero medio di *patches* per AC=16,3±7,3) ed eterogeneo (numero medio di classi di uso del suolo per AC= 7,3±2,1). Le colture prevalenti sono rappresentate da: erba medica (31% del totale dell'area campionata), mais (19%), frumento (15%), pomodoro (15%), altre foraggere (5%) e barbabietola da zucchero (3%). La superficie occupata da fabbricati rurali e strade è risultata del 4%. Le aree non coltivate (UA) rappresentano meno del 13% della superficie totale nel 74% delle AC. Le *patches* arboreo-arbustive (boschetti, siepi, giardini arborei privati, ecc.) sono risultate limitate come estensione di superficie (<0,75% della superficie totale).

Tredici delle 52 specie di uccelli contattate (25%), sono risultate SPEC 2 o SPEC 3 (*Species of European Conservation Concern*) cioè con sfavorevole *status* di conservazione in Europa (SPEC 2) e al di fuori di questo continente (SPEC 3). Le specie più frequenti sono risultate: allodola, 75% delle AC; storno (*Sturnus vulgaris*), 70% delle AC; passera d'Italia (*Passer italiae*), 67% delle AC; cutrettola (*Motacilla flava*), 58% delle AC; passera mattugia (*Passer montanus*), 48% delle AC; capinera (*Sylvia atricapilla*), 43% delle AC e rondine (*Hirundo rustica*), 38% delle AC. Storno e passera d'Italia sono risultate le specie più abbondanti (rappresentando rispettivamente il 23% e il 18% dell'abbondanza totale), seguite dall'allodola (9%) e dalla cutrettola (7%).

Il modello di regressione multipla realizzato per la ricchezza (S) (in grado di spiegare il 45% della varianza, Tabella 1) suggerisce che i fattori più importanti in grado di influire su tale parametro, sono i giardini arborei, le aree non coltivate, la complessità del mosaico,

Tabella 1. Modello di regressione multipla per la ricchezza di uccelli (S).

Variabile Dipendente: S Modello (R^2= 0.448, p<0.0001)	Coefficienti non standardizzati		Coeff Stand.	t	Sig.	Correlazione		
	B	Errore stand.	Beta			Zero-order	Parz.	Part.
(costante)	-31.189	10.771		-2.896	0.005			
Uso suolo aree non colt.(%AC)	4.31E-05	0.000	0.262	2.890	0.005	0.513	0.287	0.223
Diversità uso del suolo	1.574	1.012	0.129	1.555	0.123	0.280	0.159	0.120
Compless. mosaico amb.	32.587	9.885	0.285	3.297	0.001	0.440	0.323	0.254
Giardini boscati (%)	0.256	0.077	0.291	3.464	0.001	0.400	0.338	0.267
Corsi d'acqua (%AC)	9.88E-02	0.074	0.119	1.329	0.187	0.302	0.136	0.102

la diversità dell'uso del suolo e la presenza dei corsi d'acqua. Un analogo modello (in grado di spiegare il 40% della varianza) é stato effettuato per la diversità (H') (Tabella 2), nel quale la complessità del mosaico e le aree non coltivate hanno rappresentato i fattori più importanti per spiegare il modello.

L'importanza dei terreni non coltivati è stata analizzata confrontando i valori medi di ricchezza (S) e diversità (H') in 4 classi di AC, rappresentate da un diverso grado di aree non coltivate (UA). I valori medi differiscono tra le 4 classi in modo significativo (ANOVA,

Tabella 2. Modello di regressione multipla per la diversità di uccelli (H').

Variabile dipendente: H' Modello (R^2= 0.388, p<0.0001)	Coefficienti non standardizzati		Coeff Stand.	t	Sig.	Correlazione		
	B	Errore stand.	Beta			Zero order	Parz.	Part.
(costante)	-2.927	1.370		-2.136	0.035			
% terreni non coltivati	9.49E-06	0.000	0.439	4.912	0.000	0.481	0.452	0.396
Compless. mosaico	3.784	1.280	0.252	2.956	0.004	0.406	0.292	0.239
Mosaico Boschetti (% AC)	2.45E-02	0.009	0.221	2.700	0.008	0.305	0.268	0.218
Colture cereali invernali %	2.16E-02	0.010	0.189	2.228	0.028	0.040	0.224	0.180

p<0,0001) e aumentano laddove le aree non coltivate risultano maggiori del 15% (Figura 3). Anche l'analisi delle preferenze di habitat ha evidenziato che la maggior parte delle specie sono positivamente correlate con i mosaici a maggior ricchezza di vegetazione semi-naturale e più urbanizzati.

Per evidenziare la possibile relazione tra comunità ornitica ed aree coltivate è stata sviluppata un ulteriore analisi su un set di Aree Campione (AC) al cui interno le aree non coltivate erano minimamente rappresentate: <5% (N= 24). I modelli estratti per ricchezza (S) e diversità (H') hanno spiegato rispettivamente il 70% e il 57% della varianza. Entrambi i modelli hanno evidenziato un effetto positivo della complessità del mosaico e un effetto negativo del perimetro medio del mosaico sui due parametri di comunità (ricchezza e abbondanza).

L'analisi di regressione logistica ha definito un modello significativo soltanto per la cutrettola (80% dei casi correttamente classificati). I fattori coinvolti sono stati: la proporzione di colture a cereali autunno-vernini e le colture seminate in primavera.

Questo risultato é stato confermato dall'analisi della preferenza dell'habitat della cutrettola, che mostra una chiara selezione per frumento e barbabietola da zucchero. Per l'allodola è stato possibile evidenziare una preferenza nei confronti dell'erba medica e delle colture a frumento soltanto durante il primo rilievo (16 marzo-15 aprile).

Discussione e conclusioni

Nel paesaggio agricolo emiliano la comunità ornitica è estremamente semplificata e caratterizzata per lo più da poche specie a marcata vocazione per gli ambienti più antropizzati e per gli abitati, oltre che da alcuni uccelli tipici degli habitat erbacei aperti, in grado di adattarsi alle colture. Il peso assunto da questa componente nel popolamento di uccelli può essere spiegato con la elevata densità delle aziende agricole e la larga diffusione di manufatti. Ciò si ritiene sia alla base delle differenze rilevabili nel confronto con le comunità dei sistemi agrari nord-europei (O'Connor e Shrubb 1986), dove maggiore è l'importanza delle specie boschive, verosimilmente a causa anche di una maggiore diffusione di elementi arbustivi

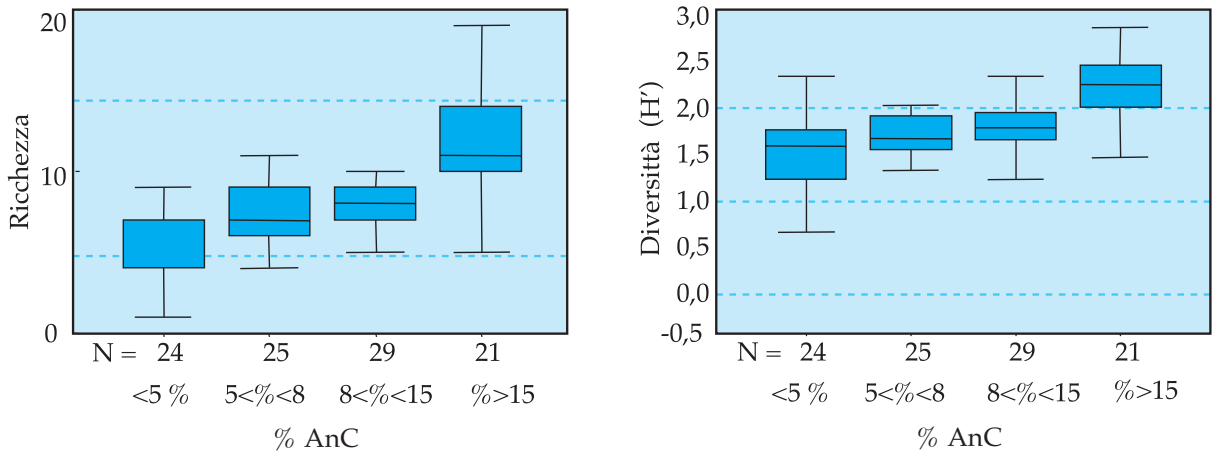


Figura 3. Media, ES e valori di DS di ricchezza (S) e diversità (H') in relazione con la diversa percentuale di aree non coltivate (AnC).

ed arborei.

I valori più bassi di ricchezza (S) e diversità (H') nelle aree di studio indagate sono stati probabilmente determinati dalla scarsa presenza di usi del suolo non coltivati (ad esempio, *set-aside*, Henderson et al. 2000) e/o di mosaici di margini di campi e boschetti, che garantiscono una maggiore diversificazione dell'avifauna (Mason e Macdonald 2000). I risultati confermano che, a scala di azienda agricola, il più importante contributo alla ricchezza e alla diversità ornitica é determinato dall'estensione delle aree non coltivate e dallo sviluppo lineare di margini ed ecotoni, che, nel loro insieme, contribuiscono a mantenere un numero di specie relativamente elevato anche a scala di paesaggio (Tucker e Dixon 1997).

Allodola e cutrettola sono risultate le specie più comuni degli habitat aperti, così come osservato nelle aree agricole inglesi (Mason e Macdonald 2000) oltre che le uniche ad aver mostrato preferenza per gli habitat coltivati. Tuttavia, in termini di preferenza di habitat, negli agro-ecosistemi dell'Emilia-Romagna le due specie sono risultate meno selettive rispetto a quanto osservato in quelli inglesi, dove la preferenza ambientale é rivolta soprattutto ai *set-aside* e alle aree erbacee non disturbate. In particolare per l'allodola la mancanza di aree non coltivate sufficientemente estese determina probabilmente la selezione di quelle colture erbacee (foraggere, frumento negli stadi di crescita iniziali) che risultano strutturalmente più simili agli habitat selezionati dalla specie in condizioni naturali.

Alcuni effetti positivi sulla ricchezza e la diversità della comunità ornitica, sembrano essere dovuti anche alla diversificazione dell'uso del suolo e alla struttura geometrica del mosaico, laddove le aree non coltivate siano poco rappresentate in termini di superficie. La mosaicizzazione aumenta l'effetto margine e supporta maggiori opportunità per un largo numero di specie, specialmente per quelle di margine (Wiens 1990).

In Italia l'applicazione di misure agro-ambientali é abbastanza recente e la valutazione delle loro implicazioni sulla biodiversità appare ancora prematura. Le conclusioni preliminari dello studio e i risultati di alcune precedenti ricerche sullo stesso argomento evidenziano che la strategia per la conservazione della comunità ornitica negli agro-ecosistemi intensivi sia focalizzata sul mantenimento e il miglioramento dei margini dei campi, dei campi non coltivati (come i *set-aside*) e delle colture a basso impatto (come le colture foraggere).

Bibliografia

Baker, W.L., Cai, Y. 1992: The role programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. - Landscape Ecology 7: 291-302.

Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D. 1992: Bird census techniques. Academic Press, London.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N. 1995:

Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. - Conservation Biology 9: 1425-1441.

Genghini, M., Gellini, S., Gustin, M., Nardelli, R. 2003: Comunità ornitiche e struttura dei margini in ambienti agricoli della pianura emiliana. - Avocetta 27: 59.

Henderson, I.G., Vickery, J.A., Fuller, R.J. 2000: Summer bird abundance and distribution on set aside fields on intensive arable farms in England. - Ecography 23: 50-59.

Mason, C.F., Macdonald, S.M. 2000: Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. - Journal Zoology Lond. 251: 339-348.

O'Connor, R.J., Shrubb, M. 1986: Farming and birds. Cambridge University Press, Cambridge, 290 pp.

Tucker, G.M., Dixon, J. 1997: Agricultural and Grassland Habitats. In Tucker G. M., and Evans M. I.; Habitats for Bird in Europe. A Conservation Strategy for the Wider Environment. Cambridge, U. K. BirdLife International (BilrdLife Conservation Series no. 6) p: 267-326.

Vickery, J., Carter, N., Fuller, R.J. 2002: The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. - Agriculture, Ecosystems and Environment, 89: 41-52.

Wiens, J.A. 1990: Habitat fragmentation and wildlife populations: the importance of autoecology, time, and landscape structure. Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989.

L'influenza dei sistemi agricoli e dell'uso del suolo intensivo sulle comunità di uccelli in diversi comuni della regione Emilia-Romagna

(Genghini M., Gellini S., Nardelli R., Gustin M.)

Introduzione

L'agro-ecosistema della pianura padana è costituito da un paesaggio apparentemente uniforme di colture intensive, interrotto soltanto dalle fasce di vegetazione addensate intorno alle aste dei principali corsi d'acqua. In realtà, sotto il profilo della caratterizzazione agricola, la vocazione colturale è relativamente differente da zona a zona, in ragione della variabilità climatica e pedologica, ma anche dell'impronta culturale che ha segnato i lineamenti del paesaggio. Poiché le colture intensive rappresentano la componente dominante (mediamente superiore al 90%) del territorio di pianura, si può ipotizzare che anche il popolamento ornitico, in qualche modo rispondente nella sua composizione alla fisionomia ambientale dell'agro-ecosistema, possa subire a scala regionale una variazione geografica coerente con il gradiente di vocazione agricola.

Raccogliere informazioni ambientali su di un territorio molto ampio è spesso molto costoso in termini di tempo e di denaro. A questo fine le statistiche agricole possono essere utilizzate proficuamente per studi sugli uccelli e per programmi di monitoraggio (O'Connor e Shrubb 1986). Queste rappresenteranno la base di informazioni ambientali del presente studio.

Gli studi precedentemente illustrati sono stati indirizzati a individuare i fattori micro- e macro-ambientali responsabili della variazione di abbondanza delle specie e diversità del popolamento ornitico nel sistema intensivo della pianura emiliana (Genghini et al. 2003, 2005). In questa terza indagine l'obiettivo è stato quello di verificare se le caratteristiche della comunità ornitica possono essere spiegate anche alla luce dei gradienti agro-ambientali principali rilevabili su larga scala geografica e cioè in relazione all'assetto del territorio agricolo.

Area di studio e metodi

A tal fine è stata effettuata una selezione randomizzata di 30 territori comunali della pianura emiliano-romagnola (Figura 1) ed una raccolta delle informazioni ambientali e agricole in grado di caratterizzare al meglio ciascun territorio. Al riguardo sono stati utilizzati i dati comunali dell'ultimo censimento dell'agricoltura (anno 2000, ISTAT 2005)[1]. Le diverse categorie di utilizzazione del suolo agricolo rappresentano le variabili principali, espresse come percentuale della superficie territoriale a diversi livelli di aggregazione fra loro alternativi[2]. Dal censimento dell'agricoltura, oltre ai dati sull'uso del suolo, sono state utilizzate alcune informazioni relative all'impiego di macchine motrici e operatrici, uso di fertilizzanti e fitofarmaci per unità di superficie. Infine sono stati ricavati i dati relativi alle superfici delle zone umide, delle foreste e del territorio urbano ed industriale comunale attraverso altre fonti statistiche e ricerche specifiche.

Il rilevamento ornitologico si è basato sul metodo inglese del *Breeding Bird Survey* (*BBS*, Robbins e Van Velzen 1967, Farina e Meschini 1987, Sauer et al. 2003, Newson et al. 2005)

[1] Non ancora pubblicati al momento dell'indagine ma disponibili su supporto informatico grazie agli uffici regionali responsabili delle statistiche di settore.

[2] Si è assunto che le percentuali complessive (comunali) di uso del suolo, nell'anno del censimento (anno 2000), non fossero molto diverse da quelle esistenti al momento dei rilievi ornitologici (anno 2004), ipotesi molto verosimile su un ampio territorio come quello comunale.

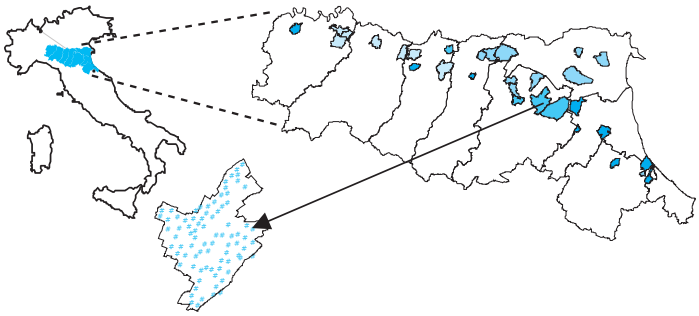


Figura 1. Aree di studio. Comuni della Regione Emilia-Romagna individuati dalla *Cluster analysis* e distinti per colore nelle categorie: *A* , *B* , *C* , *D* .

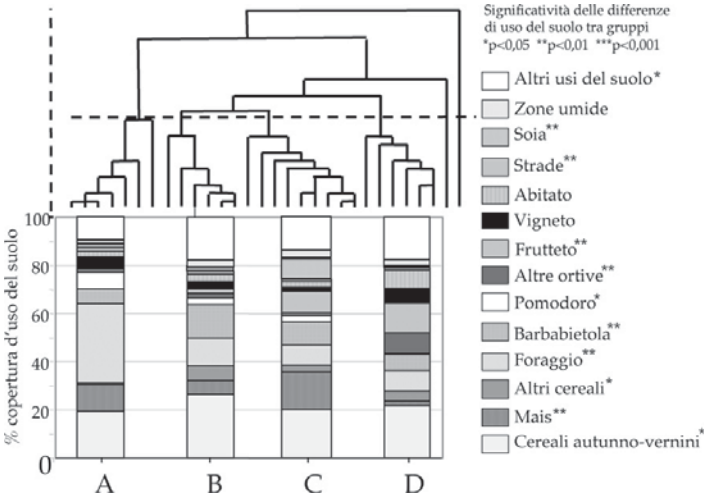


Figura 2. Legenda. Uso del suolo (%) e gruppi di comuni della regione Emilia-Romagna raggruppati e distinti per colore (figura 1) e lettera (A, B, C e D) dalla *Cluster Analisis*.

ed ha previsto la realizzazione di punti di ascolto (di 5 minuti), nel periodo riproduttivo (11/05 - 29/06 del 2004), a distanza regolare di circa 1 Km uno dall'altro, lungo la rete stradale cercando di coprire in modo quanto più omogeneo e completo ogni territorio comunale. La fitta rete di strade asfaltate e sterrate ha consentito di raggiungere tutte le zone di ciascun territorio, posizionando un numero di punti proporzionale alla superficie comunale. I parametri rilevati sono stati: la ricchezza di uccelli (numero totale di specie), l'abbondanza media (numero medio di uccelli per punto di ascolto) e la diversità (calcolata sul totale degli individui di ogni specie conteggiati in ogni comune).

In totale sono stati effettuati 1.315 punti di ascolto, che hanno permesso di rilevare 81 specie.

Per verificare l'esistenza di gruppi di territori omogenei dal punto di vista dell'assetto colturale, è stata preliminarmente effettuata una *cluster analysis* sulla base delle variabili del censimento dell'agricoltura, utilizzando quale misura di distanza il quadrato della distanza euclidea e come metodo di agglomerazione l'*average linkage (within groups)*. Per almeno 3 dei 4 *cluster* principali (A, B, C e D) il raggruppamento ottenuto su base agronomica trova anche una corrispondenza geografica. I *clusters* infatti rispecchiano sostanzialmente variazioni delle tipologie colturali prevalenti nelle varie porzioni della regione: nel gruppo più occidentale (A) le colture percentualmente più importanti sono state le foraggere; negli altri gruppi gli usi del suolo sono più equamente ripartiti, ma nei gruppi più orientali (C e D) acquistano maggiore importanza i frutteti e le zone abitate (Figura 2). La diversa vocazione agricola dei gruppi di territorio comunale individuati è espressa anche dalla significatività nelle differenze di copertura percentuale tra i 4 *clusters*, rilevata mediante l'analisi della varianza (ANOVA) in 15 su 22 categorie di variabili di uso del suolo (sottoposte a trasformazione logaritmica) (Tabella 1).

Risultati e discussione

In tabella 1 sono illustrati i valori di frequenza complessiva delle specie più ricorrenti e di abbondanza media nei quattro gruppi di comuni. Le specie più frequenti risultano la passera d'Italia *(Passer italiae)*, lo storno (*Sturnus vulgaris*), l'allodola (*Alauda arvensis*), la rondine (*Hirundo rustica*), la tortora dal collare (*Streptopelia turtur*), la cutrettola (*Motacilla flava*), il merlo (*Turdus merula*) e la gazza (*Pica pica*). Se si raggruppano gli stessi *cluster* di territori comunali sulla base di un indice di somiglianza faunistica (Indice di Similarità di Jaccard), applicando il metodo di agglomerazione *Average linkage (Within groups)* sulla comunità, si osserva uno schema di raggruppamento molto simile a quello ottenuto sulla base degli usi agricoli.

Tabella 1. Abbondanza e frequenza degli uccelli (media e per *cluster* di comuni individuati) e significatività complessiva e tra gruppi.

SPECIE	Abbondanza	Frequenza	Abbondanza media ± dev. st.				Tra gruppi	Significatività delle differenze di abbondanza			
			A	B	C	D		AvsC	AvsD	DvsB	DvsC
Storno *(Sturnus vulgaris)*	3091	59,9	3,74 ± 1,53	1,95 ± 0,64	2,33 ± 1,90	1,11 ± 0,49	**	*	**		
Passera d'Italia *(Passer italiae)*	2495	68,6	1,82 ± 0,31	1,31 ± 0,57	2,02 ± 0,50	2,59 ± 1,54	*			*	
Allodola *(Alauda arvensis)*	939	48,9	0,85 ± 0,35	0,77 ± 0,30	0,61 ± 0,18	0,28 ± 0,23	**		**	*	
Rondine *(Hirundo rustica)*	895	45,1	0,67 ± 0,31	0,55 ± 0,14	0,79 ± 0,36	0,93 ± 0,33	*n.s.*				
Tortora dal coll. *(Streptopelia decaocto)*	692	37,0	0,74 ± 0,23	0,54 ± 0,31	0,64 ± 0,22	0,14 ± 0,10	***		***	*	***
Rondone *(Apus apus)*	668	19,3	0,42 ± 0,37	0,19 ± 0,17	0,68 ± 0,54	1,10 ± 0,80	*			*	
Cutrettola *(Motacilla flava)*	570	33,2	0,34 ± 0,20	0,52 ± 0,22	0,40 ± 0,20	0,12 ± 0,17	**			**	*
Merlo *(Turdus merula)*	466	32,1	0,29 ± 0,22	0,44 ± 0,27	0,43 ± 0,19	0,27 ± 0,14	*n.s.*				
Fagiano *(Fasianus colchicus)*	430	25,6	0,25 ± 0,19	0,54 ± 0,23	0,34 ± 0,20	0,02 ± 0,03	***			***	**
Capinera *(Sylvia atricapilla)*	335	21,6	0,31 ± 0,13	0,25 ± 0,34	0,29 ± 0,20	0,26 ± 0,18	*n.s.*				
Passera mattugia *(Passer montanus)*	322	22,3	0,28 ± 0,19	0,16 ± 0,12	0,31 ± 0,21	0,17 ± 0,19	*n.s.*				
Gazza *(Pica pica)*	319	26,8	0,41 ± 0,30	0,19 ± 0,11	0,28 ± 0,16	0,09 ± 0,08	*		**		
Usignolo *(Luscinia megarinchos)*	308	18,6	0,32 ± 0,13	0,23 ± 0,24	0,18 ± 0,11	0,18 ± 0,15	*n.s.*				
Verdone *(Carduelis chloris)*	292	18,3	0,08 ± 0,15	0,19 ± 0,12	0,29 ± 0,25	0,48 ± 0,48	*n.s.*				
Balestruccio *(Delichon urbica)*	230	9,1	0,10 ± 0,09	0,13 ± 0,24	0,14 ± 0,22	0,58 ± 0,24	**		**	**	**
Cardellino *(Carduelis carduelis)*	180	13,1	0,09 ± 0,05	0,10 ± 0,04	0,16 ± 0,10	0,29 ± 0,20	*		*		
Cuculo *(Cuculus canorus)*	156	11,3	0,09 ± 0,09	0,08 ± 0,06	0,12 ± 0,14	0,09 ± 0,09	*n.s.*				
Verzellino *(Serinus serinus)*	147	10,2	0,06 ± 0,12	0,05 ± 0,03	0,10 ± 0,13	0,47 ± 0,20	***		***	***	***
Cinciallegra *(Parus major)*	136	9,7	0,21 ± 0,09	0,10 ± 0,08	0,11 ± 0,11	0,02 ± 0,02	**		**		
Cornacchia grigia *(Corvus corone)*	134	12,1	0,22 ± 0,11	0,13 ± 0,10	0,06 ± 0,07	0,01 ± 0,01	***	***	***	*	
Quaglia *(Coturnix coturnix)*	106	7,7	0,11 ± 0,07	0,08 ± 0,07	0,04 ± 0,06	0,06 ± 0,08	*n.s.*				
Cannareccione *(Acrocephalus arundinaceus)*	92	5,0	0,01 ± 0,02	0,06 ± 0,06	0,08 ± 0,11	0,02 ± 0,02	*n.s.*				
Tortora *(Streptopelia turtur)*	81	5,6	0,01 ± 0,01	0,08 ± 0,09	0,06 ± 0,06	0,07 ± 0,12	*n.s.*				
Strillozzo *(Miliaria calandra)*	78	5,4	0,04 ± 0,05	0,05 ± 0,08	0,03 ± 0,04	0,06 ± 0,09	*n.s.*				
Saltimpalo *(Saxicola torquata)*	65	4,8	0,03 ± 0,04	0,05 ± 0,03	0,04 ± 0,04	0,10 ± 0,08	*				

I valori di abbondanza di 13 delle 24 specie più abbondanti sono significativamente differenti nei quattro *clusters*. Dal confronto reciproco tra i 4 gruppi, le più significative differenze sono emerse tra il *cluster* D e gli altri, e tra il *cluster* A e quello C. Non sono invece emerse significative differenze di abbondanza specifica tra A e B e tra B e C.

Il gradiente colturale non sembra provocare effetti sui principali parametri di popolamento ornitico, quali la ricchezza e la diversità ornitica, che non fanno rilevare differenze significative tra i 4 gruppi. Ciò fa presupporre che, vista anche la variazione geografica della struttura del popolamento ornitico (ovunque estremamente semplificato), alla diminuzione di abbondanza di determinate specie corrisponda un aumento relativo di altre entità faunistiche meglio vocate alle caratteristiche locali di uso del suolo.

Da un punto di vista faunistico, il gruppo D si caratterizza per una maggiore abbondanza di verzellino (*Serinus serinus*), cardellino (*Carduelis carduelis*), verdone (*Carduelis chloris)*, passera d'Italia (*Passer italiae*) e balestruccio (*Delichon urbica*) e ciò sembra trovare spiegazione nella più cospicua estensione delle zone abitate e delle colture frutti-vinicole, frequentate in particolare dai fringillidi. Nelle altre zone della pianura emiliana, dove prevalgono le classi colturali dominanti del paesaggio padano (frumento, foraggere, mais) le specie tipiche degli ambienti coltivati aperti, quali l'allodola e la cutrettola, mostrano più elevati valori di abbondanza media. Nel gruppo A una maggiore abbondanza dello storno potrebbe invece riflettere la più elevata copertura a prati da sfalcio e foraggere, che rappresentano l'habitat di alimentazione privilegiato per la specie.

Conclusioni

In definitiva, i primi risultati dello studio indicano che, ad ampia scala geografica, solo poche specie di uccelli sono influenzate da variazioni colturali dell'agro-ecosistema. Per la maggior parte degli uccelli le differenze geografiche ed il peso relativo nella composizione faunistica sono meno facilmente interpretabili, essendo probabilmente attribuibili a variazioni di classi d'uso del suolo che, pur risultando poco significative in termini di superficie agraria, sono quelle in grado di offrire le maggiori possibilità di nidificazione (in particolare le siepi e le alberature, soprattutto presso le zone umide, i corsi d'acqua e i giardini). Si ritiene che l'integrazione dei dati delle statistiche agrarie con dettagliate informazioni relative a tali tipologie ambientali possa contribuire a migliorare i modelli interpretativi per dati di rilevamenti ornitologici su ampi contesti geografici.

Bibliografia

Farina, A., Meschini, E. 1987: The Tuscany Breeding Bird Survey and the use of bird habitat description. - Acta Oecologica 8(2): 145-156.

Genghini, M., Gellini, S., Gustin, M., Nardelli, R. 2003: Comunità ornitiche e struttura dei margini in ambienti agricoli della pianura emiliana. – Avocetta 27: 59.

Genghini, M., Gellini, S., Nardelli, R., Gustin, M. 2005: Birds and land-use mosaic of intensive agro-ecosystems in the Emilia-Romagna region (Italy). In Pohlmeyer, K. (Editor); Extended Abstacts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists.. Hannover 2005. DSV-Verlag Hamburg, pp. 219-221.

Istat, 2005: Censimento Nazionale dell'Agricoltura 2000.

Newson, S.E., Woodburn, R.J.W., Noble, D.G., Baillie, S.R., Gregory, R.D. 2005: Evaluating the Breeding Bird Survey for producing national population size and density estimates. - Bird Study, 52(1): 42-54.

O'Connor, R., Shrubb, M. 1986: Farming and birds. Cambridge University Press, Cambridge, 290 pp.

Robbins, C. S., Van Velzen., W. T. 1967: The Breeding Bird Survey, 1966. U.S. Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report, Wildlife No. 102. 43 pp.

Sauer, J.R., Fallon, J.E., Johnson, R. 2003: Use of North American breeding bird survey data to estimate population change for bird conservation regions. - Journal of Wildlife Management 67(2): 372-389.

Le comunità di uccelli e i maceri nel paesaggio agricolo della pianura emiliana

(Nardelli R., Genghini M.)

Introduzione

Nei sistemi agricoli intensivi l'avifauna è fortemente penalizzata dall'estrema banalizzazione dell'ambiente. L'insediamento di comunità maggiormente diversificate è influenzata dalla presenza di formazioni arboreo-arbustive e di zone umide di origine secondaria (O'Connor e Shrubb 1986). Tra queste ultime, i "maceri" sono microambienti lentici particolarmente diffusi nella pianura emiliana orientale (Gerdol et al. 1979a, 1979b, Balboni 1997, Tinarelli e Tosetti 1998) in relazione all'antica coltivazione e lavorazione della canapa *(Cannabis sativa)*. A partire dagli anni '40 tale coltivazione ha perso importanza e la maggior parte dei maceri è andata incontro all'abbandono. Ciò ha in parte favorito la ricolonizzazione da parte della vegetazione naturale di queste piccole aree umide, che hanno così acquisito un ruolo naturalistico interessante.

Nel corso di uno studio sull'avifauna nidificante dell'agro-ecosistema intensivo della pianura emiliana, è stato indagato l'utilizzo dei maceri da parte delle comunità di uccelli, per verificare in particolare se tali invasi costituissero elementi del paesaggio agricolo con specifici popolamenti ornitici e se questi ultimi fossero correlati a caratteristiche particolari del macero.

Area di studio e metodi

In un'area di circa 200 km^2, situata tra i comuni di S. Giovanni in Persiceto, Crevalcore e Decima (BO), sono stati individuati mediante analisi aereofotogrammetrica circa 200 corpi d'acqua attribuibili alla tipologia del "macero". E' stato quindi selezionato un campione di 43 maceri (dimensioni medie 73 x 22 m), tutti con presenza di acqua, nei quali sono stati raccolti dati riguardanti la composizione, la struttura verticale e lo sviluppo perimetrale della vegetazione legnosa arborea, arbustiva (VARB) ed acquatica (VACQ), nonché l'estensione delle fasce erbose adiacenti al macero.

La vegetazione è essenzialmente costituita da *Phragmitetum* all'interno del corpo d'acqua e da lembi di formazioni con prevalenza di salice (salice bianco *Salice alba*, *Salix* sp.), olmo campestre *(Ulmus campestris)* e pioppo nero *(Populus nigra)*, nello strato arboreo, e di biancospino *(Crataegus monogyna)*, acero campestre *(Acer campestris)*, rovo *(Rubus caesius)* e sambuco *(Sambucus nigra)* nello strato arbustivo.

In prossimità di ciascun macero è stato inoltre effettuato, tra il 15 maggio e il 15 Giugno, un rilievo dell'abbondanza specifica e della ricchezza di uccelli mediante il metodo delle stazioni di ascolto, il cui raggio (150 m) delimitava aree campione circolari (AC) centrate sul corpo d'acqua. In ogni AC è stata inoltre rilevata la tipologia ambientale in cui ricadeva ciascun contatto specifico.

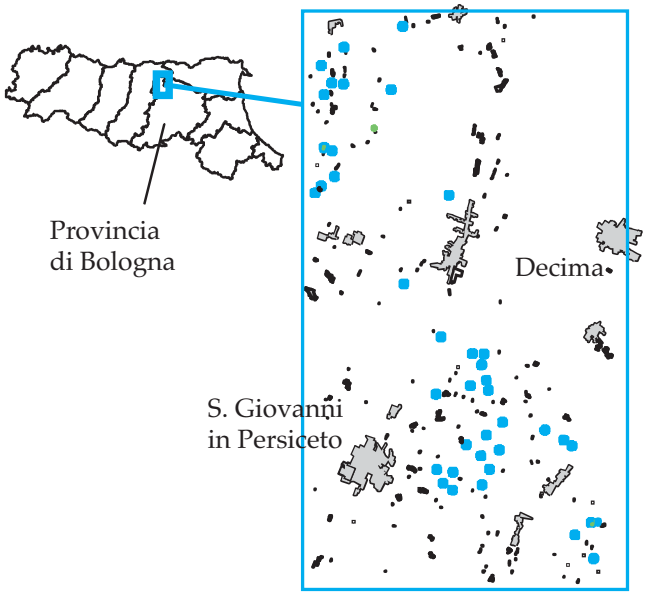


Figura 1. Area di studio e maceri selezionati.

Risultati e discussione

Delle 29 specie di uccelli complessivamente conteggiate, 20 utilizzavano ambienti esterni al macero (colture, siepi, abitati, parchi urbani e giardini), mentre 21 sono state trovate presso il macero (corpo d'acqua, siepi ed alberi sulle rive del macero). Dodici specie erano presenti in entrambe le situazioni, 9 solo nel macero e 8 solo all'esterno di questo. In media il rapporto tra numero di specie "di macero" e numero di specie trovate al di fuori è 0,42 ± 0,09. In Tabella 1 è illustrata la frequenza assoluta e la frequenza percentuale delle specie nei due diversi raggruppamenti.

La specie più frequente nei maceri è la gallinella d'acqua (*Galinula chloropus*), presente in almeno un terzo delle aree campione, seguita dal germano reale (*Anas platyrinchos*). Sporadici sono risultati gli ardeidi e i silvidi del genere *Acrocephalus*. Il popolamento ornitico "di macero" è risultato significativamente differente da quello trovato all'esterno (χ^{2}=40,16, p<0,0001).

Tabella. 1. Frequenza assoluta e percentuale delle specie nel macero (in) ed esternamente ad esso (out).

Specie	Freq in	%	Freq out	%
Gallinella d'acqua *(Gallinula chloropus)*	15	*34,9*	1	*2,3*
Germano reale *(Anas platyrinchos)*	6	*14,0*		
Usignolo *(Luscinia megarinchos)*	5	*11,6*	4	*9,3*
Merlo *(Turdus merula)*	4	*9,3*	1	*2,3*
Cornacchia grigia *(Corvus corone)*	2	*4,7*		
Nitticora *(Nycticorax nycticorax)*	3	*7,0*	2	*4,7*
Airone cenerino *(Ardea cinerea)*	1	*2,3*		
Canapino *(Hippolais polyglotta)*	1	*2,3*		
Cannaiola *(Acrocephalus scirpaceus)*	1	*2,3*		
Picchio rosso maggiore *(Picoides major)*	1	*2,3*		
Saltimpalo *(Saxicola torquata)*	1	*2,3*		
Tarabusino *(Ixobrychus minutus)*	1	*2,3*		
Verdone *(Carduelis chloris)*	1	*2,3*		
Gazza *(Pica pica)*	4	*9,3*	4	*9,3*
Cannareccione *(Acrocephalus arundinaceus)*	1	*2,3*	1	*2,3*
Picchio verde *(Picus viridis)*			1	*2,3*
Strillozzo *(Miliaria calandra)*			1	*2,3*
Tortora dal collare *(Streptopelia decaocto)*			1	*2,3*
Usignolo di fiume *(Cettia cetti)*			1	*2,3*
Capinera *(Sylvia atricapilla)*	1	*2,3*	3	*7,0*
Cinciallegra *(Parus major)*			2	*4,7*
Beccamoschino *(Cisticola juncidis)*			3	*7,0*
Quaglia *(Coturnix coturnix)*			2	*4,7*
Passera mattugia *(Passer montanus)*	2	*4,7*	5	*11,6*
Fagiano *(Phasianus colchicus)*	1	*2,3*	5	*11,6*
Allodola *(Alauda arvensis)*			7	*16,3*
Cutrettola *(Motacilla flava)*			10	*23,3*
Storno *(Sturnus vulgaris)*	1	*2,3*	11	*25,6*
Passera d'Italia *(Passer italiae)*	3	*7,0*	13	*30,2*
Totale specie	21		20	

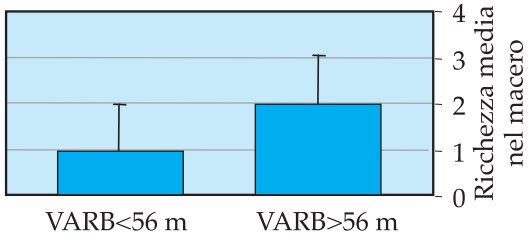
Il numero medio delle specie trovate nel macero è significativamente più elevato laddove lo sviluppo lineare della vegetazione arborea è superiore alla media (VARB>56 m, Test U di Mann-Whitney, p<0,005, Figura 2a) e, in particolare, se superiore agli 80 m (Figura 3a). Non è stata rilevata differenza significativa nella ricchezza degli uccelli tra maceri caratterizzati da valori di sviluppo lineare di *Phragmitetum* al di sopra e al di sotto della media (VACQ=79 m).

La ricchezza ornitica media tra i 4 sottogruppi di maceri con valori superiori e inferiori allo sviluppo lineare medio del canneto e della vegetazione arborea è mediamente più elevata nel gruppo VARB>56,VACQ>80. Il Test U ha rilevato differenze significative (p<0,05) nelle mediane tra (VARB>56,VACQ>80) e (VARB<56,VACQ<80) e tra (VARB>56,VACQ>80) e (VARB<56,VACQ>80).

Non sono emerse correlazioni significative tra ricchezza di specie nel macero o abbondanza delle specie più frequenti (v. gallinella d'acqua) ed altre variabili descrittive della struttura o della fisionomia del macero.

a)

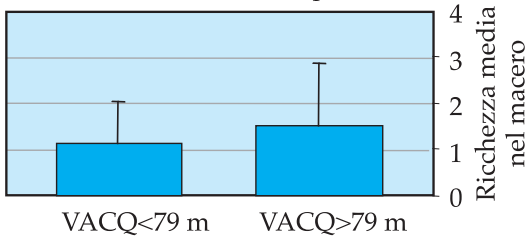
U= 113,5, (n_1=18, n_2=25) p<0,005



Classi di sviluppo lineare vegetaz. arborea

b)

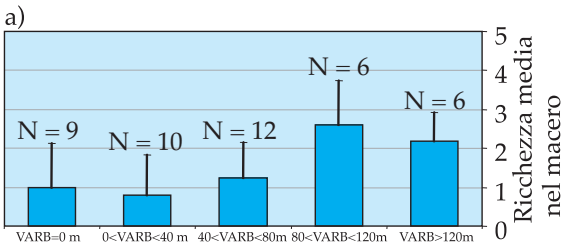
U = 201,5, (n_1 =20, n_2=23) p=0,471, n. s.



Classi di sviluppo lineare vegetaz. acquatica

Figure 2a e 2b. Ricchezza media delle specie trovate nei maceri con sviluppo di vegetazione arboreo-arbustiva (VARB) ed acquatica (VACQ) superiore e inferiore alla media.

a)



Vegetazione arboreo-arbustiva

b)

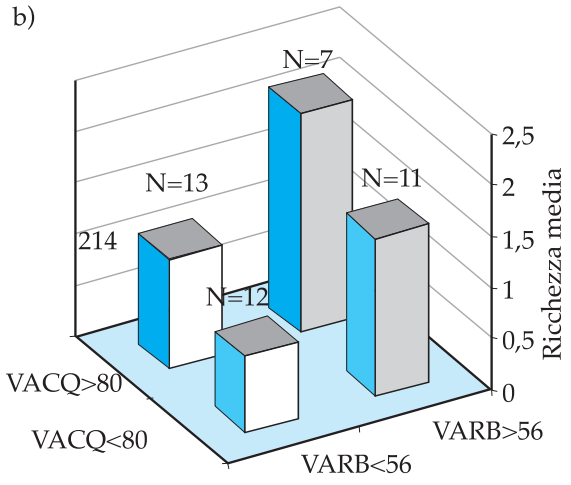


Figure 3a e 3b. Ricchezza media delle specie nei maceri in relazione allo sviluppo di vegetazione arboreo-arbustiva (VARB) ed acquatica (VACQ).

Conclusioni

L'esiguo numero di specie trovato nei maceri è spiegabile con la ridotta dimensione di questi piccoli corpi d'acqua e le numerose fonti di disturbo (frequentazione umana, lavori agricoli, presenza stabile di nutrie, ecc.). Tuttavia, se viene mantenuta una adeguata fascia di vegetazione arborea ed acquatica, questi corpi d'acqua possono svolgere il ruolo di "isole" naturali nel contesto agrario intensivo, con popolamenti ornitici caratteristici in cui trovano posto, insieme ai passeriformi tipici delle siepi, anche specie strettamente acquatiche.

I risultati dello studio suggeriscono che la vegetazione naturale, sviluppata soltanto su di un numero limitato di maceri, è un elemento essenziale per estendere le potenzialità di rifugio e nidificazione dell'avifauna e contribuire all'incremento della diversità faunistica a scala di paesaggio. Ai fini di una gestione naturalistica dei maceri potrebbero pertanto essere suggerite azioni di tutela ed orientamento delle sovvenzioni agro-ambientali (Piani di Sviluppo Rurale) e agro-faunistiche nazionali (L. 157/92), o di altre misure previste a livello locale, sia verso il miglioramento dell'assetto vegetazionale ed il consolidamento delle formazioni arboree, sia verso il mantenimento del corpo d'acqua ed il controllo dell'interramento naturale, che renderebbe meno ospitali questi micro-ambienti per l'avifauna strettamente acquatica.

Bibliografia

AA..VV. 2003: Maceri sempre attuali. Il divulgatore: 40-57.

Balboni, P. 1997: Censimento dei maceri nel Comune di S. Agata bolognese. Centro Agricoltura Ambiente, Crevalcore (BO).

Gerdol, R., Ferrari, I., Gandolfi, G., Mantovani, E. 1979a: I maceri del Ferrarese. - Natura 70: 317-330.

Gerdol, R., Piccoli, F., Bassi, M. 1979b: Contributo alla conoscenza floristica e vegetazionale degli ambienti umidi del Ferrarese. Annuario dell'Università di Ferrara 2: 1-34.

O'Connor R.J., Shrubb, M. 1986: Farming and birds. Cambride university press, 290 pp.

Tinarelli, R., Tosetti, T. (a cura di) 1998: Zone umide della pianura bolognese. Inventario e aspetti naturalistici e ambientali. Ist. Beni Artistici e culturali, Regione Emilia-Romagna, Ed. Compositori, 229 pp.

Aree aperte e avifauna nel Parco Regionale dei Laghi di Suviana e Brasimone

(Nardelli R., Genghini M.)

Introduzione

Il ritiro dell'agricoltura e delle attività zootecniche dalle aree di alta collina e montagna e la conseguente diffusione dell'abbandono, dell'incolto e del bosco dal dopoguerra ad oggi ha determinato la "chiusura" e la rarefazione delle aree aperte di prato e pascolo (Merlo e Boscolo 1994, Genghini 2005). Tale evoluzione è ormai chiaramente indicata tra le concause della contrazione di numerose specie di uccelli tipiche di questi territori (Tucker e Heath 1994, Tucker e Evans 1997, OECD 2003). Si tratta di un fenomeno rilevato anche localmente in molte aree dell'appennino settentrionale (Tellini Florenzano et al. 1998, Genghini et al. 2001, Genghini e Gellini 2004). Le conseguenze di questo fenomeno, in termini di biodiversità dell'avifauna, non sono state ancora ben quantificate a causa della carenza di dati storici sugli uccelli selvatici. Il monitoraggio dell'avifauna nei pascoli alpestri è essenziale per comprendere l'influenza dei processi in atto sull'evoluzione del popolamento ornitico, soprattutto nei contesti territoriali in cui è più possibile orientare le forme di gestione.

Nel Parco Regionale dei laghi di Suviana e Brasimone (appennino bolognese) l'abbandono dei pascoli, soprattutto di quelli collocati in aree più svantaggiate e meno produttive (zone in prossimità dei crinali) ha portato alla colonizzazione delle aree aperte da parte di formazioni arbustive e di felceti a felce aquilina *(Pteridium aquilinum)*. L'eccessiva diffusione di questa specie ha evidenziato, a livello internazionale e nazionale, diversi aspetti negativi (la riduzione della produttività dei pascoli e della biodiversità, il rischio di incendi, i fenomeni di intossicazione nell'uomo e negli animali, i problemi sanitari, ecc.) (Pakeman e Mars 1992, Sacconi et al. 2005).

A partire dal 2002, il Parco ha avviato delle azioni di recupero dei pascoli attraverso l'aratura, la risemina di prati polifiti e lo sfalcio di alcune aree infestate dalla felce. Si è sviluppato quindi un progetto di ricerca affidato all'Istituto Nazionale Fauna Selvatica e all'Università di Firenze (Centro Interuniversitario di Ricerca sulla Selvaggina e sui Miglioramenti Ambientali a fini Faunistici) sulla "Conservazione della biodiversità e gestione faunistica nei sistemi agro-silvo-pastorali appenninici…". Parte del progetto ha avuto lo scopo specifico di incrementare le conoscenze sulla reale utilizzazione da parte dell'avifauna delle superfici prive di copertura arborea, comprese le aree sottoposte a interventi di ripristino ambientale del cotico erboso e degli ecotoni creati dalla discontinuità bosco-prato. In questo contributo vengono riportati i primi risultati della ricerca.

Area di studio e metodi

L'indagine è stata svolta nella sinistra orografica dell'alta valle del torrente Brasimone. Sono state selezionate 18 parcelle di studio di estensione variabile (2,4-9,6 ha), ciascuna delimitante un'area circoscritta a copertura erbacea o erbaceo-arbustiva, insieme al suo contorno boschivo. Delle 7 aree aperte selezionate al di sotto dei 1000 m di quota, 6 sono risultate costituite da prati polifiti da sfalcio, elementi del paesaggio agrario della media collina inseriti nella *facies* vegetazionale del cerreto-carpineto, e 1 da un ex-pascolo ampiamente colonizzato da arbusti ed alberi (Figura 1).

Altre 8 parcelle contornano invece alcuni ex pascoli (residui di un sistema di alpeggi un tempo assai esteso lungo lo spartiacque tosco-emiliano) nell'orizzonte della faggeta. Le specie arbustive che colonizzano gli ex pascoli sono principalmente la ginestra spinosa *(Calicotome spinosa)*, la rosa selvatica *(Rosa canina)* ed il ginepro *(Juniperus communis)*.

Nell'alta valle Brasimone, oltre i 1000 m di quota, le radure erbacee, comprese quelle lasciate libere dagli arbusteti, sono infestate dalla felce aquilina *(Pteridium aquilinum)* che dalla seconda metà di maggio fino ad inverno inoltrato si presenta in forma di felceti fitti e continui, alti fino a 1,5-1,8 m in agosto, limitando lo sviluppo del *pabulum* erbaceo al solo periodo di febbraio-maggio. Delle 8 parcelle selezionate, 3 sono prati/pascoli oggetto di interventi di ripristino ambientale, 1 è interamente ricoperta da felceto, le altre 4 sono aree miste con copertura arbustiva ed erbacea, per lo più sostituita dal felceto in tarda primavera.

Figura 1. Comprensorio di studio (Parco dei 2 laghi) e aree campione.

Infine, 3 parcelle sono state collocate all'interno della faggeta ceduata, che costituisce la matrice forestale della porzione più elevata della vallata.

Il mosaico ambientale di ogni parcella è stato ricostruito in forma digitale su un GIS, integrando informazioni di foto aeree (volo Emilia-Romagna 1997) con rilievi dell'uso del suolo e della vegetazione. In particolare, i rilievi sono stati finalizzati a stimare il grado di copertura erbacea ed arbustiva ed hanno interessato le aree aperte maggiormente colonizzate dai cespugli.

Per il censimento dell'avifauna è stato applicato, entro ciascuna parcella, il metodo del mappaggio, mediante la scelta di un percorso circolare in grado di permettere la localizzazione dei contatti sull'intera superficie. Tale scelta metodologica è stata suggerita dalla necessità di acquisire informazioni spaziali di dettaglio sull'utilizzo delle aree aperte e degli ecotoni da parte degli uccelli, non ottenibili con altri metodi di conteggio.

Durante il mese di giugno 2005 sono state svolte 4 sessioni di rilevamento a cadenza settimanale, di cui 3 effettuate al mattino (4,30-10,00) e 1 al tramonto (17,30-20,00), alternando ogni volta l'orario di visita ed il senso di marcia lungo il percorso prescelto. I contatti sono poi stati cartografati con il GIS. Ai fini del censimento, sono stati considerati validi i territori con almeno 2 contatti (rendimento: 50%) rilevati in due sessioni non consecutive.

Risultati e discussione

Nelle 18 aree studiate sono stati rilevati 901 contatti, relativi a 44 specie. Di questi, i contatti utili ai fini del mappaggio delle coppie nidificanti hanno permesso l'individuazione di 222 territori di 23 specie. In Tabella 1 è riportato l'elenco delle specie nidificanti e il numero dei singoli territori per ciascuna area di studio.

Lo studio ha confermato come la presenza di aree aperte nell'ambito della matrice boschiva possa contribuire alla diversificazione ambientale e favorire la coesistenza di un più elevato numero di territori e di specie ornitiche. Tale indicazione, nel caso in esame, viene suggerita dal confronto delle densità di territori e di specie presenti nelle aree aperte (comprensive dell'area di ecotono forestale di contorno) e nelle faggete. Le densità sono risultate mediamente superiori nelle prime.

In tutte le aree campione, il popolamento è dominato da un ampio ed eterogeneo contingente di specie ecotonali, costituito in prevalenza da capinera *(Sylvia atricapilla)*, merlo *(Turdus merula)*, luì piccolo *(Phylloscopus collybita)*, pettirosso *(Erithacus rubecula)* e fringuello *(Fringilla coelebs)*, i cui territori si localizzano sulle fasce boscate intorno alle aree aperte. La frequenza di queste ultime tre specie è superiore nelle aree aperte poste nella fascia altitudinale

più elevata, cioè al di sopra dei 1000 m. A queste altitudini il contorno delle radure è rappresentato prevalentemente dalla faggeta.

La classificazione delle diverse parcelle di studio, su base ambientale, attraverso l'individuazione di tipologie nettamente definite, è resa difficoltosa dalla notevole variabilità di caratteri relativi alla morfologia (diversa pendenza) e alla struttura dell'habitat (diversa fisionomia delle formazioni arboree di contorno, diverso portamento degli alberi, presenza saltuaria di rimboschimenti di conifere, ecc.), componenti che possono influenzare l'abbondanza delle risorse utilizzabili dagli uccelli e quindi anche la composizione del popolamento. Ciò può contribuire a spiegare la variabilità del valore di densità, che in alcune aree aperte è risultato assai basso.

Tabella 1. Numero dei territori per ciascuna delle singole parcelle, raggruppate secondo diverse tipologie di copertura.

	A. Prati polifiti dasfalcio						**B**. Ex pascoli con felceti e arbuteti					**C.** Ex pascoli con felceti (*recuperati)				**D.** Faggete			
Località della parcella	*Il Ceredaccio*	*La Guscella*	*M Baigno N*	*Porranceto NE*	*Crimona*	*Barbamozza*	*M Baigno E*	*M di Stagno E*	*La Pianaccia W*	*La Pianaccia SE*	*M Calvi NE*	*La Succhiata*	*M Calvi E* *	*M Calvi N* *	*Lamaccia* *	*Lamaccia fagg NW*	*Lamaccia fagg NE*	*M di Stagno N*	Totale
Estensione parcella (Ha)	4,7	9,9	5,7	6,6	5,3	6,0	5,2	2,4	4,4	4,2	6,2	6,0	6,3	8,9	8,7	4,0	5,0	4,7	
Altitudine (m s.l.m.)	860	860	900	940	880	925	900	1145	105	1165	1125	1050	1170	1250	1160	1065	1120	1135	
Capinera *(Sylvia atricapilla)*		7	3	2	5	5	12	3	4	3	3	2	6	2	6	2	2	1	68
Merlo *(Turdus merula)*		1	2	2	3	2	5	1	2	1	1	1	1		3				25
Pettirosso *(Erithacus rubcula)*		1		1	1			1	2		2			3	8	1	2	2	24
Luì piccolo *(Phylloscopus collybita)*	1	1		1	1	1	3	3	1	3	2	1	1		1		1		21
Fringuello *(Fringilla coelebs)*	1		1		2		1	2	1		3	1		2	2	1	1	1	19
Sterpazzola *(Sylvia communis)*		1	1	2	1		3	2	2	1	3			1					17
Tottavilla *(Lullula arborea)*	1		1	1									2		1				6
Zigolo nero *(Emberiza cirlus)*					1	1	1		1	1			1						6
Verdone *(Carduelis chloris)*							2		1	3									6
Quaglia *(Coturnix coturnix)*		1	2	1			1												5
Scricciolo *(Troglodytes troglodytes)*			1													1		1	3
Cincia mora *(Parus ater)*										1					1		1		3
Ciuffolotto *(Phyrrula phyrrula)*			1							1							1		3
Tordo bottaccio *(Turdus philomelos)*								1				1				1			3
Strillozzo *(Miliaria calandra)*			1	1															2
Sterpazzolina *(Sylvia cantillans)*									1	1									2
Fiorrancino *(Regulus ignicapillus)*								1							1				2
Picchio rosso m. *(Dendrocopus major)*		1					1												2
Saltimpalo *(Saxicola torquata)*														1					1
Prispolone *(Anthus trivialis)*														1					1
Averla piccola *(Lanius collurio)*							1												1
Cornacchia *(Corvus coronae)*		1																	1
Cuculo *(Cuculus canorus)*						1													1
Totale territori per parcella	3	14	13	11	14	10	30	14	15	15	14	6	11	10	23	6	8	5	222
Densità territori (territori/ha)	0,6	1,4	2,3	1,7	2,7	1,7	5,8	5,9	3,4	3,6	2,3	1	1,7	1,1	2,6	1,5	1,6	1,1	
Ricchezza di specie	3	8	9	8	7	5	10	8	9	9	6	5	5	6	8	5	6	4	23
Diversità di Shannon	1,10	1,67	2,10	2,02	1,73	1,36	1,87	1,97	2,06	2,05	1,73	1,56	1,29	1,70	1,74	1,56	1,73	1,33	

Nell'impossibilità di categorizzare le aree di studio secondo gruppi omogenei, si è ugualmente tentato di operare una comparazione grossolana, basata principalmente sulle differenze strutturali della vegetazione delle aree aperte che ne riflettono il diverso stato di abbandono o le modalità di gestione. Il grafico in Figura 2 suggerisce che la densità totale di territori e la ricchezza di specie non sembra correlata al tipo di gestione della componente erbacea (prato produttivo da sfalcio vs. prato naturale con ricrescita di felce aquilina/prato

sottoposto a regime di recupero del cotico erboso). Tali parametri, tuttavia, sono maggiori in 4 delle 5 aree raggruppate per il loro più elevato grado di copertura arbustiva, elemento che attesta un abbandono meno recente. Si tratta di aree di ex pascolo su pendio, particolarmente eterogenee in quanto caratterizzate sia da piccole aree erbacee di prato/pascolo abbandonato e semi-naturale, sia da felceto, sia da arbusti e alberi di diverso tipo tra cui anche conifere. Tale varietà arricchita della componente arbustiva ha favorito in particolare l'insediamento di specie quali la sterpazzola *(Sylvia communis)*, lo zigolo nero *(Emberiza cirlus)* e la sterpazzolina *(Sylvia cantillans)*. Queste specie, pur rappresentando una ridotta proporzione della comunità, sono qui presenti con densità più elevate rispetto ai prati-pascoli. Ciò sembra quindi tradursi, per quanto concerne il popolamento di uccelli, in un incremento della diversità a scala locale.

La ridotta estensione delle aree aperte scelte come parcelle di studio non consente di rilevare numerose specie di ambienti erbacei, abitualmente dotate di un più ampio *home-range* rispetto alle specie forestali ed ecotonali. Il numero di territori di tali specie è assai basso anche nelle aree in cui la copertura erbacea, mantenuta dallo sfalcio produttivo, è più continua e non intaccata dall'infestazione della felce aquilina. La quaglia *(Coturnix coturnix)* e lo strillozzo *(Miliaria calandra)* sono le uniche specie ad essere state trovate nelle aree prative a maggiore vocazione agricola, prossime a zone caratterizzate da più ampie e continue estensioni produttive. Tali zone sono risultate idonee anche all'allodola *(Alauda arvensis)*, trovata tuttavia in aree limitrofe alle parcelle di studio. La tottavilla *(Lullula arborea)*, specie considerata di interesse conservazionistico (allegato SPEC2) a causa del trend negativo che investe le popolazioni europee, è invece risultata presente sia in alcune aree produttive, sia in aree di ex pascolo in cui, attraverso interventi di miglioramento, il cotico erboso è stato ripristinato per contenere la felce aquilina. Sebbene la felce si sviluppi a partire dalla seconda metà di maggio e quindi interferisca in modo limitato con il periodo di nidificazione, è verosimile che il mantenimento di tali superfici inerbite durante l'intero ciclo annuale possa essere un elemento favorevole alla permanenza di questo alaudide. La verifica di tale ipotesi dovrebbe tuttavia essere testata mediante confronti storici su un più elevato numero di aree in cui la crescita della felce è controllata sperimentalmente.

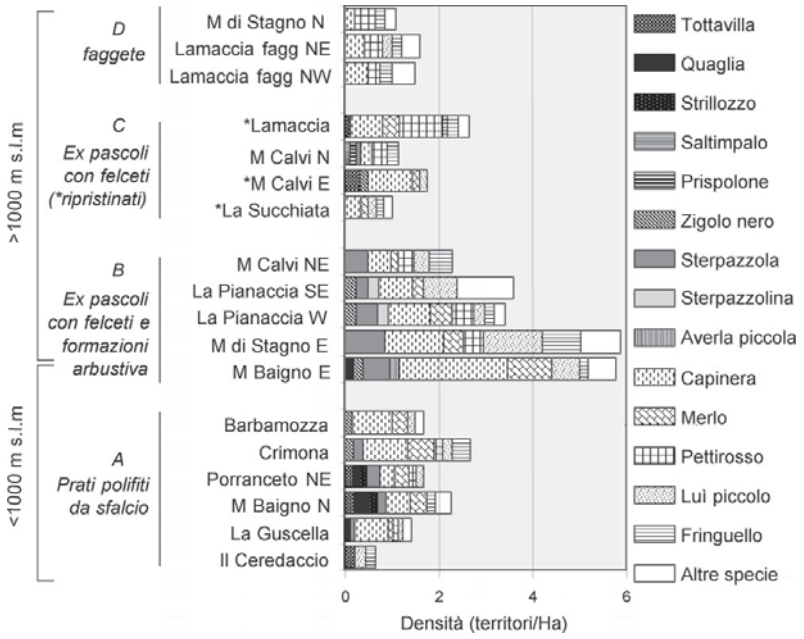


Figura 2. Densità totale e specifica nei quattro sottogruppi di parcelle a diversa copertura.

Conclusioni

Nel complesso, lo studio ha messo in evidenza che il ruolo degli ambienti prativi e delle radure per la biodiversità all'interno del sistema dell'alta valle Brasimone deve essere valutato su diversi livelli spazio-temporali.

I primi stadi della ricolonizzazione arbustiva dei pascoli abbandonati sembrano portare ad un incremento della diversità a scala locale e in tempi relativamente brevi. Tuttavia

l'omogeneizzazione ambientale, verso la quale il sistema tende spontaneamente, lascia prevedere (su tempi medio-lunghi) la scomparsa delle formazioni erbacee ed arbustive e dei buffer ecotonali che le aree aperte determinano nella matrice forestale, ambienti particolarmente ricchi di avifauna.

Ciò pertanto avvalla ulteriormente le strategie di gestione di recente adottate dall'Ente Parco, orientate alla conservazione di questi ambienti attraverso interventi di gestione e ripristino dei prati/pascoli (semine e sfalci) ed il mantenimento di attività zootecniche estensive che favoriscono tra l'altro la presenza ed il pascolo anche delle specie di ungulati selvatici tipici dell'area (in particolare cervo e capriolo). L'insieme di queste attività si pone l'obiettivo di contrastare le dinamiche ecologiche che portano al totale abbandono e al graduale ritorno del bosco.

Bibliografia

Genghini, M., Gellini, S., Ceccarelli, P., Gustin, M., De Berardinis, A. 2001: Agricultural habitat and bird communities in Emilia-Romagna (Italy) upland territories. 25th Congress of the International Union of Game Biologists (IUGB), Limassol 3-7 settembre 2001.

Genghini, M., Gellini, S. 2004: Le comunità ornitiche e la biodiversità nelle aree collinari. In Genghini, M.; Interventi di gestione degli habitat agro-forestali a fini faunistici. Risultati delle ricerche realizzate in Emilia-Romagna e sul territorio nazionale. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Regione Emilia-Romagna, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Coop. St.e.r.n.a. Ed. Litotre, Brisighella (RA).

Genghini, M. 2005: Fauna selvatica e agricoltura. In Romano D., Genghini, M. (a cura di); Le relazioni economiche tra agricoltura, risorse faunistiche e attività venatoria: conflitto o coesistenza?. Aspetti teorici e risultati di alcune ricerche. Ist. Naz. Fauna Selv., Dip. Econ. Agr. Ris. Ter. Univ. FI, Dip. Sci. Econ. Univ. UD, Min. Pol. Agr. For., St.e.r.n.a. Ed. Litotre, Brisighella (RA).

Merlo, M., Boscolo, M. 1994: L'uso dei suoli tra intensificazione ed abbandono: la concentrazione della produzione agricola. In Cannata G. e Merlo M. (a cura di); Interazione fra agricoltura e ambiente in Italia. Problemi e ipotesi di scenari. Istituto Nazionale di Economia Agraria. Il Mulino, Milano, 11-32.

OECD, 2003: Agriculture and biodiversity. Developing indicators for policy analysis. OECD, Paris.

Pakeman, R.J., Marrs, R.H. 1992: The conservation value of bracken Pteridium aquilinum (L.) Kuhn-dominated communities in the UK, and an assessment of the ecological impact of bracken expansion or its removal. - Biological conservation 62: 101-114.

Sacconi, F., Bolognesi, L., Cervasio, F., Di Leo, V., Di Prinzio, M., Genghini, M., Masi, G., Nardelli, R., Ponzetta, M.P. 2005: Conservazione della biodiversità nei sistemi forestali appenninici: problematiche e possibili interventi nel Parco Regionale dei Laghi di Suviana e Brasimone. In Atti del Convegno Sisef 2005, Torino.

Tellini Florenzano, G., Gellini, S., Corsi, I., Monti, F., Montevecchi, N. 1998: Progetto di monitoraggio dei popolamenti di uccelli in ambienti a pascolo sottoposti ad interventi di recupero e mantenimento nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. Relazione finale. Ente Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, inedito.

Tucker, G.M., Evans, M.I. 1997: Habitats for birds in Europe, a conservation strategy for the wider environment. Birdlife Conservation Series n. 6, Birdlife International, Cambridge.

Tucker, G.M., Heath, M.F. 1994: Birds in Europe their conservation status. Conservation Series n. 3. Birdlife International, Cambridge, UK.

MONITORAGGIO DEGLI HABITAT E DEL PAESAGGIO AGRICOLO PER LA CONSERVAZIONE E LA GESTIONE DELLA BIODIVERSITÀ SELVATICA

Marco Genghini e Marco Ferretti [1]

Introduzione

Problematica e stato dell'arte
- Definizioni
- Obiettivi del monitoraggio
- Oggetto del monitoraggio
- La scala nel monitoraggio degli habitat agricoli

Metodologie e strumenti di rilevamento dei dati ambientali
- I rilevamenti da vicino (campionamenti vegetazionali)
- I rilevamenti da lontano (*remote sensing*)
  - *Le foto aeree*
  - *Le immagini satellitari*
  - *Interpretazioni di foto aeree e immagini satellitari*
- I rilevamenti indiretti

Organizzazione, aggregazione e classificazione dei dati
- Statistiche ufficiali, dati amministrativi, indagini e progetti specifici
- Classificazione degli habitat, del paesaggio, delle coperture e degli usi del suolo
- Organizzazione dei dati: variabili, indici e indicatori

Bibliografia

Casi di Studio

Evoluzione dell'ecosistema agrario nella pianura emiliano-romagnola e utilizzo di indici di ecologia del paesaggio per valutare gli effetti sulla biodiversità (Genghini M., Bonaviri L., Palladini A., Di Leo V.)

[1] Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

Introduzione

L'approccio al monitoraggio dell'habitat appare più complicato di quello per le specie. Per queste ultime l'obiettivo è generalmente più chiaro e definito mentre per l'habitat la situazione è spesso più confusa e articolata. L'ambiente generalmente viene rilevato nel suo complesso, cioè come habitat di più specie anche assai diverse fra loro. Per queste ragioni il monitoraggio degli habitat deve prendere in considerazione (contemporaneamente o nell'ambito dello stesso programma di monitoraggio) più scale di rilevamento: da quelle micro del singolo appezzamento a quelle macro del paesaggio complessivo. Di conseguenza le metodologie e gli strumenti utilizzati possono essere assai diversi complicando il piano di monitoraggio.

Un'ulteriore difficoltà è data dal fatto che oltre a dover rilevare i biotopi e le biocenosi spesso si rende necessario rilevare anche la componente antropica, con tutte le complicazioni derivanti. Ciò in particolare se lo studio riguarda ambienti particolarmente antropizzati come quelli agricoli. In questo caso vengono coinvolte diverse discipline scientifiche, oltre a quelle biologiche, naturali ed ecologiche anche quelle agrarie, economiche e sociali.

In relazione alla vastità e complessità dell'argomento spesso la tematica viene affrontata in modo parziale, per aspetti specifici e limitati. Un esempio in questo senso è quello adottato dalla *Wildlife Society* nei manuali tecnici per la gestione della fauna selvatica. Questi prevedono dei capitoli specifici: per le tecniche di rilevamento della vegetazione, per l'uso dei sistemi di informazione territoriale (G.I.S.), per il rilevamento da lontano (*remote sensing*) o per le tecniche di valutazione della qualità degli habitat (Giles 1969, Schemnitz 1980, Bookhout 1994, Braun 2005). La rapida evoluzione delle tecnologie e degli strumenti di rilevamento dell'habitat richiede una certa perizia e conoscenza del settore favorendo ulteriormente la specializzazione e la tendenza ad un approccio settoriale.

Anche in questo contesto affronteremo solo alcuni aspetti della problematica, rimandando a testi specializzati per il completamento della stessa. Ci occuperemo in particolare del monitoraggio degli ambienti agricoli.

L'attenzione per il monitoraggio di questi habitat specifici è relativamente recente e sono pochi gli studi sull'argomento. Per tale ragione sono state sviluppate soprattutto le parti propedeutiche e metodologiche relative all'inquadramento della problematica, cercando di fornire, agli operatori del settore, quante più informazioni possibili sugli strumenti a disposizione e sugli studi da prendere come riferimento.

Si è dedicato particolare spazio al capitolo sullo stato dell'arte, riportando alcune definizioni di base e soffermandosi sugli obiettivi, l'oggetto e la scala del monitoraggio. Anche la parte relativa alle metodologie e agli strumenti di rilevamento è stata approfondita cercando di riportare un elenco quanto più esaustivo delle serie di foto aeree e immagini satellitari attualmente disponibili per studi da realizzare sul territorio nazionale. E' stato poi previsto un paragrafo specifico, con relative tabelle e box di riferimento, sui principali sistemi o progetti di raccolta e archiviazione delle informazioni (*database*), con i relativi sistemi di classificazione degli habitat, delle coperture e usi del suolo e del paesaggio adottate e utilizzate a livello nazionale, europeo ed internazionale. Infine, considerata l'importanza dell'ecologia del paesaggio per quest'ambito di studi, è stato previsto un ulteriore paragrafo relativo all'organizzazione e aggregazione dei dati e delle variabili ambientali, considerando in particolare gli indici e gli indicatori che vengono riportati in una tabella sintetica apposita.

Problematica e stato dell'arte

Definizioni

Prima di addentrarci nella problematica appare utile soffermarsi su alcune definizioni che consentono di inquadrare meglio l'argomento trattato. Una prima precisazione utile è quella che distingue il concetto di inventario da quello di monitoraggio. La fase di inventario

degli habitat può essere considerata preliminare a quella del monitoraggio in quanto rappresenta la prima descrizione accurata degli elementi e delle caratteristiche di un determinato ambiente che ancora non si conoscono. Il monitoraggio invece rappresenta una fase successiva, di verifica di una situazione o di un ambiente, che grosso modo già si conosce. Generalmente gli studi di monitoraggio riguardano problemi e siti specifici, mentre gli inventari sono inerenti a problemi più ampi e siti inizialmente non ben specificati (Jones 1986). Sinonimi di inventario e monitoraggio possono essere le indagini (*investigation*) (Braun 2005) e la sorveglianza (Bunce et al. 2008).

Passando ora all'argomento centrale del capitolo, una breve ma accurata raccolta di definizioni ci consente di inquadrare meglio il concetto di habitat e paesaggio.

L'habitat può essere definito come il complesso delle condizioni ambientali che caratterizzano uno specifico territorio in cui vivono determinati organismi viventi. Le componenti ambientali oggetto d'indagine del monitoraggio di un habitat riguardano quindi fattori fisici, chimici e biologici (Ferrari 2001). L'habitat di un organismo è dove esso vive, dove si può andare a cercarlo… è il suo "indirizzo"… lo spazio in cui vive (Odum 1970). Originalmente è stato definito come l'insieme delle condizioni fisiche che circondano una specie, o popolazione di specie, o comunità (Clements e Shelford 1939). Secondo le Nazioni Unite, l'habitat è l'ambiente fisico e biologico di una specie definita (UNEP 1995). La Comunità Europea lo definisce come l'ambiente abitato da una specie, in un determinato stadio del proprio ciclo di vita definito da specifici fattori biotici e abiotici (art. 1, Direttiva CEE 92/43). Trefethen (1964) lo identifica come la somma complessiva dei fattori ambientali (alimento, rifugio, acqua) che una determinata specie animale necessita per sopravvivere e riprodursi in una determinata area. Cody (1985) lo definisce come l'area dove gli animali vedono soddisfatte le loro esigenze alimentari e di rifugio, o in modo ancora più stringente, ciò che permette alle specie di esistere (Anderson 1991).

Concetti collegati a quello di habitat e utili in questo contesto sono certamente quelli di bioma, bioregione o ecoregione, ecosistema e per finire, quello di paesaggio.

Il bioma è definito come l'insieme di animali e vegetali che vivono in un determinato luogo o ambiente geografico che hanno raggiunto un elevato grado di adattamento all'ambiente naturale che li ospita con particolare riferimento alla flora e al clima. Il clima interagisce con il biota (la vita vegetale e animale) e il substrato di una data regione producendo tipi di comunità facilmente riconoscibili, detti biomi... questi comprendono non solo la vegetazione del climax climatico… ma anche i climax edafici e gli altri stadi della successione. Il bioma coincide, nel senso usato dagli ecologi forestali, con la "formazione vegetale" più cospicua, fatta eccezione per il fatto che il bioma è un'unità totale di comunità e non un'unità di sola vegetazione (Odum 1970).[2]

La bioregione o ecoregione è un territorio definito da una combinazione di criteri biologici, sociali e geografici piuttosto che da considerazioni geopolitiche, o anche, qualsiasi regione geografica.

L'ecosistema è l'insieme ecologico costituito dall'ambiente naturale e dagli organismi in esso viventi. E' un'unità che include tutti gli organismi in una data area (comunità biotica o biocenosi), interagenti con l'ambiente fisico (biotopo) in modo tale che un flusso di energia porta a una ben definita struttura trofica, a una diversità biotica e ad una ciclizzazione della materia all'interno del sistema (Odum 1970). L'interdipendenza del mondo fisico e di quello biologico è la base del concetto di ecosistema in ecologia (Ricklefs 1978).

Il concetto di habitat può considerarsi incluso in quello di ecosistema, a sua volta incluso in quello di bioregione inserita in un determinato bioma (UNEP 1995, Zurcher 1998).

Il concetto di paesaggio si discosta invece abbastanza nettamente da quanto finora definito. Secondo la Convenzione Europea del Paesaggio (Firenze, 20 ottobre 2000) quest'ul-

[2] I biomi principali sono ad esempio: la taiga, la tundra, la prateria, il deserto, la savana tropicale, il bioma mediterraneo, la foresta temperata, la foresta equatoriale o pluviale, ecc.

timo designa una determinata parte di territorio, così come è percepita dalle popolazioni, il cui carattere deriva dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni. Quando si parla del "paesaggio di pianura", "lagunare" o "alpino" si fa riferimento ad un insieme di elementi fondamentali correlati fra loro con connotati costanti: ne fanno parte le linee del terreno e la quota altimetrica, i volumi, i colori dominanti, la copertura vegetale, il sistema idrico, l'organizzazione degli spazi agricoli e di quelli urbanizzati e via dicendo. La ripetizione e la coordinazione di tutti questi componenti contraddistinguono il paesaggio di territori più o meno omogenei, quasi sempre però con ampie sfumature di raccordo fra ambiti paesistici differenti; quindi, usando le parole di Eugenio Turri: "Identificare il paesaggio significa [...] identificare delle relazioni che si ripetono in uno spazio più o meno esteso entro il quale il paesaggio esprime e sintetizza le relazioni stesse" (Turri 1979).

Di fatto sulla definizione di paesaggio esistono molte differenti e contrastanti versioni che nascono da basi disciplinari spesso tra loro molto lontane. Nell'ambito della *landscape ecology* il paesaggio può essere inteso come uno spazio geografico in cui la complessità ecologica è espressa in modo vario attraverso attori concorrenti che nelle loro funzioni si sovrappongono e interagiscono variatamente attraverso meccanismi di feedback (Farina 2001). Il paesaggio è quindi una porzione del mondo reale delimitato spazialmente sulla base del processo o organismo "calibro" (Farina 2001).

In quest'ambito specifico la nostra attenzione è rivolta in particolare all'habitat e al paesaggio agrario, "…cioè a una struttura ecologica creata dall'uomo, in cui vengono fatte sviluppare specie animali o vegetali che, a seguito di interventi agronomici sul terreno, sul clima e sui fattori biologici, forniscono una produzione" (Ferrari et al. 1998). L'habitat agricolo può essere definito anche un ambiente non naturale creato attraverso il disboscamento per la produzione agricola e che comprende numerosi habitat. E' possibile considerare un campo di frumento, o un prato, o una siepe come degli habitat compresi nell'ecosistema "agricoltura" a sua volta in contatto con altri ecosistemi (forestale, acquatico, urbano, ecc.) (Zuercher 1998).

Spesso quando si parla di habitat agricoli si tende a portare il discorso sugli effetti positivi o negativi determinati dall'agricoltura nei confronti della biodiversità, evidenziando un approccio che separa l'attività agricola (attività umana con finalità produttive) dall'ambiente naturale e dalle specie selvatiche. Anche in questa definizione di Kristen Blann (2006) si evidenzia questa distinzione. Secondo l'Autore infatti, i territori agricoli possono fornire degli habitat più idonei per la fauna selvatica autoctona di quanto non facciano i territori urbani e suburbani frammentati e intensamente modificati. Tali territori spesso servono come buffer tra le aree naturali e i paesaggi fortemente alterati, fornendo cibo, rifugio e

Habitat agricoli di pianura di elevato valore naturalistico per la presenza di siepi e foraggere.

habitat che permettono movimenti e scambi tra popolazioni di piante e animali. Tale impostazione, certamente influenzata dalle caratteristiche ambientali tipiche del nord America, si adatta meno al paesaggio agricolo europeo, ed in particolare italiano, dove spesso l'ambiente agricolo si mescola ed è parte integrante di quello naturale e semi-naturale. In ambito nazionale ciò che possiamo più facilmente distinguere sono i territori agricoli intensivi, situati nelle aree pianeggianti o a dolce pendenza, dai territori agricoli estensivi di collina e montagna. Anche il paesaggio agricolo di pianura però può variare da situazioni particolarmente intensive e monotone dal punto di vista colturale, a situazioni più eterogenee e certamente meno intensive rispetto al nord Europa e nord America.

Obiettivi del monitoraggio

Nell'approccio al monitoraggio dell'habitat l'individuazione o la definizione degli obiettivi appare fondamentale e da considerare come primo elemento rispetto a qualsiasi altra fase o aspetto del problema. Gysel e Lyon (1980) sostengono che è impossibile applicare in modo intelligente qualsiasi tecnica di misurazione dell'habitat senza che gli obiettivi di queste misure siano stati chiaramente definiti. Il rilevatore ambientale deve quindi avere sempre chiari nella mente gli obiettivi desiderati. Secondo Jones (1986) la definizione del problema (o degli scopi) rappresenta la prima fase di una qualsiasi azione di inventario o monitoraggio dell'habitat e consiste nella seguente serie di eventi: 1) identificazione del problema, della questione o dell'opportunità, 2) riduzione dei problemi generali in problemi specifici, 3) previsione e analisi dell'ampiezza dei problemi potenziali, 4) identificazione di obiettivi di studio specifici di inventario e di monitoraggio, 5) definizione di priorità negli obiettivi definiti, 6) decisione sul tipo ed il livello dei dati necessari.

Invertendo l'approccio, per comprendere quali sono gli obiettivi del monitoraggio e decidere quali componenti dell'habitat monitorare, secondo Anderson e Gutzwiller (1994) è utile porsi le seguenti domande: perché lo studio è stato promosso? Qual'è l'oggetto dello studio (una popolazione, una specie, una comunità di specie o tutte le popolazioni)? Qual'è l'autoecologia di questa specie o gruppo di specie? Quali periodi del giorno o delle stagioni la/le specie usano parti diverse dell'habitat? Come le componenti o gli elementi dell'habitat a diverse scale spaziali influenzano la/le specie?

Le motivazioni o gli obiettivi per la realizzazione di studi di monitoraggio dell'habitat o del paesaggio possono essere assai diverse e numerose: per verificare la qualità ambientale dopo un evento o cambiamento positivo (interventi di miglioramento, ripristino, mitigazione) o negativo (disastro ambientale, inquinamento, situazione di impatto), per la verifica degli effetti di politiche ambientali o agricole, per la verifica dello *status* di una o più specie, per lo studio delle interrelazione tra habitat e specie, per la realizzazione di modelli predittivi, per la verifica delle stesse metodologie di monitoraggio, per studi di impatto ambientale, ecc. Secondo Jones (1986) i problemi che possono determinare la necessità di un inventario o monitoraggio dell'habitat possono essere originati: a) dalla necessità di dati di base per pianificazioni nell'uso del suolo, b) da proposte provenienti da biologi faunisti, c) da proposte di gestione provenienti da persone al di fuori del settore faunistico, d) in seguito ad importanti linee guida nella pianificazione dell'uso del suolo, e) per la presenza di impatti dovuti ad attività di sviluppo o sfruttamento delle risorse.

Tabella 1. Obiettivi e finalità del monitoraggio degli habitat (il perché del monitoraggio).

- DESCRITTIVI (per far conoscere un determinato habitat, area, comprensorio, regione);
- METODOLOGICI (al fine di mettere a punto e verificare metodologie di rilievo dell'habitat);
- CONFRONTI TEMPORALI E SPAZIALI (per verifiche sulla qualità, sui cambiamenti, sugli effetti di interventi specifici, progetti o politiche economiche nei confronti degli habitat e delle specie);
- INDIVIDUAZIONE DI RELAZIONI TRA HABITAT E SPECIE SELVATICHE (per la definizione di modelli di valutazione dell'habitat, dello *status*, consistenza e dinamica delle specie).

Da un'analisi degli studi realizzati sull'argomento le principali finalità perseguite attraverso il monitoraggio degli habitat possono essere ricondotte a 4 tipologie: descrittive, metodologiche, di confronto temporale e spaziale e di individuazione delle relazioni tra habitat e specie (tabella 1).

La descrizione dell'habitat di una determinata area o comprensorio, quando realizzata un'unica volta o *unatantum* senza particolari motivazioni di confronto con altre aree o altri periodi storici, rappresenta, come si è già visto, più un inventario che un monitoraggio[3].

La messa a punto di metodologie di rilevamento dell'habitat può rappresentare la finalità per la quale vengono realizzati diversi studi di monitoraggio. Considerata la rapida evoluzione degli strumenti tecnologici a disposizione in questo settore, negli ultimi anni molti studi vengono realizzati per mettere a punto metodologie di utilizzazione degli strumenti di *remote sensing*, della tecnologia digitale e dei sistemi di informazione geografica o territoriale meglio noti con l'acronimo di *GIS*. Tra questi studi è possibile ricordare ad esempio quelli per: quantificare gli elementi del paesaggio di importanza naturalistica come ad esempio i margini o gli ecotoni (Schuerholz 1974), rilevare i cambiamenti del paesaggio nel tempo (Kienast 1993), definire indicatori di biodiversità (Schwab et al. 2002, Moser et al. 2002, Hoffmann et al 2003), individuare strumenti statistici di analisi (Skanes e Bunce 1997), definire metodi di classificazione dell'habitat utili alla conservazione della biodiversità a livello di paesaggio (Cousins e Ihse 1998, Jackson 2000, Meinel e Hennersdorf 2002, Bunce et al. 2008), rilevare elementi della biodiversità importanti a scala di paesaggio come la connettività tra le diverse coperture vegetali (Shermann e Baudry 2002), ecc.

Per il monitoraggio degli ambienti agricoli studi metodologici di particolare interesse ad esempio sono quelli per rilevare e quantificare gli elementi naturali di interesse naturalistico dispersi nella matrice del paesaggio agrario, quali ad esempio gli ecotoni, le siepi (Lega 1999), le strutture arboreo-arbustive in generale, i punti d'acqua e le zone umide, o l'insieme di tutti questi elementi di interesse naturalistico, i c.d. *High Nature Value Farmland* (Vidal 1999, Hoogeveen et al. 2002, EEA/UNEP 2004, Paracchini et. al. 2006, Solagro 2006, Weissteiner et al. 2006, Genghini e Bonaviri 2006, IEEP 2007). Per gli ambienti agricoli di medio-alta collina e montagna invece le metodologie di rilevamento possono riguardare ad esempio l'individuazione e la quantificazione delle aree aperte, dei coltivi abbandonati e dei prati/pascoli (Vidal 2001, Sickel et al. 2004, Rocchini et al. 2006, Sluiter e de Jong 2007, Reger et al. 2007), o la valutazione qualitativa di queste aree (Schwab et al. 2002).

La motivazione principale che accomuna la maggior parte degli studi di monitoraggio dell'habitat è riconducibile all'esigenza di una comparazione temporale o spaziale. Nel primo caso si tratta di una verifica relativa ad un cambiamento intervenuto nel corso degli anni (evoluzione, miglioramento o peggioramento delle condizioni ambientali, adozione di politiche agro-ambientali, impatti ambientali negativi, ecc.). Nel secondo caso di un confronto tra aree o comprensori distinti che possono presentare condizioni ambientali differenti: per natura dei vincoli (aree protette e territorio non protetto), per ambito amministrativo (comuni, province, regioni, ecc.), per caratteristiche agro-ambientali o sistemi di coltivazione (aree agricole intensive ed estensive, agricoltura biologica e convenzionale, ecc.), per caratteristiche di gestione faunistico-venatoria (aree di caccia pubblica, privata, zone di divieto di caccia, ecc.), ecc. La necessità del confronto e della verifica richiede il ripetersi, nel tempo o nello spazio, dei rilievi ambientali e quindi la realizzazione di un monitoraggio. Questo genere di comparazioni si differenzia a seconda che siano prese in considerazione aree agricole di pianura e bassa collina o aree marginali di alta collina e montagna. Nelle prime gli obiettivi del monitoraggio degli habitat riguardano gli effetti conseguenti all'intensivazione delle produzioni o alle misure di mitigazione di queste ultime. Nelle seconde gli obiettivi riguardano la verifica degli effetti conseguenti all'abbandono e al ritiro dell'agricoltura da queste aree o delle misure adottate per il loro contenimento.

[3]Studi di questo tipo sono molto numerosi, ma si limitano per lo più a finalità descrittive dell'area.

Anche l'individuazione e la definizione delle relazioni esistenti tra habitat e specie selvatiche rappresenta una delle principali finalità degli studi di monitoraggio degli habitat. Mentre nel caso dei confronti spazio-temporali il valore degli habitat, oggetto del confronto, è considerato dato e acquisito, nel caso delle relazioni tra habitat e specie è proprio il "valore" qualitativo dell'habitat che viene ricercato e studiato attraverso il monitoraggio. In quest'ultimo caso si tratta più di un monitoraggio investigativo che comparativo. Sulla base delle relazioni evidenziate possono essere definiti dei modelli inferenziali di valutazione dell'ambiente e di presenza e densità delle specie che consentono di estrapolare le relazioni evidenziate in una determinata area al resto del territorio, oppure prevedere dei cambiamenti di consistenza e diversità di specie in relazione a degli interventi o cambiamenti dell'habitat. Nella definizione di questi modelli, il monitoraggio dell'habitat riguarda solo la fase iniziale, mentre la maggior parte dello studio si sviluppa ed è incentrato sulla modellistica inferenziale del rapporto habitat-specie. Questo tipo di ricerche è molto diffuso in letteratura e generalmente ha come riferimento soprattutto la specie o il gruppo di specie studiate. Alcuni esempi di questi studi sono riportati negli altri capitoli del testo ai quali si rimanda per eventuali approfondimenti.

Tabella 2. Relazione tra habitat e specie nella problematica del monitoraggio.

MONITORAGGIO DI UNO O PIÙ **HABITAT**:
• per verificare le condizioni dell'habitat specifico fine a se stesso;
• per verificare le condizioni di più habitat collegati fra loro (habitat indicatore);
• per verificare le condizioni di una singola specie (habitat indicatore);
• per verificare le condizioni di più specie o della comunità (habitat indicatore);
MONITORAGGIO DI UNA O PIÙ **SPECIE** SELVATICHE:
• per verificare *status*, densità, dinamica, ecc. di una singola specie;
• per verificare *status*, densità, dinamica, ecc. di più specie (specie ombrello);
• per verificare le condizioni dell'habitat di una singola specie;
• per verificare le condizioni dell'habitat di più specie o della comunità (specie indicatrice).

Oggetto del monitoraggio

Un altro aspetto fondamentale del monitoraggio degli habitat è quello dell'oggetto da rilevare, cioè cosa vogliamo o intendiamo monitorare. L'oggetto del monitoraggio rappresenta in un certo senso la fase immediatamente successiva alla definizione dell'obiettivo. Definito l'obiettivo siamo in grado di individuare meglio l'oggetto o gli oggetti dei rilevamenti. Trattandosi di habitat, come si è visto, il concetto è strettamente legato a quello di specie. Ogni specie ha il suo habitat[4] e viceversa ad ogni habitat corrisponde una o più specie. Habitat di specie diverse si sovrappongono fra di loro e difficilmente possono essere completamente indipendenti. Nella tabella 2 è schematizzato il legame tra habitat e specie nella problematica del monitoraggio.

A seconda di cosa si vuole o intende monitorare le informazioni ricavabili sulle specie e gli habitat possono essere assai diverse. Poiché le operazioni di monitoraggio degli habitat sono costose e impegnative e per definizione, i fondi sono sempre limitati, generalmente si cerca di ottenere quante più informazioni possibili attraverso un'unica operazione di monitoraggio. Si preferisce pertanto monitorare quanti più habitat possibili per ottenere quante più informazioni per le diverse specie interessate. Tale approccio però può non soddisfare il monitoraggio di singoli habitat o specie che, considerata la loro particolarità, richiedono un'impostazione di monitoraggio specifica.

Negli habitat agricoli generalmente questa situazione distingue nettamente due tipologie di monitoraggio: quello a scala di paesaggio, dove generalmente vengono rilevati numerosi

[4]Anche se per la stessa specie gli habitat possono essere diversi da un territorio o eco-regione all'altra. Tuttavia in una determinata area, ogni specie ha il suo habitat.

Tabella 3. Oggetto del monitoraggio negli habitat agricoli (cosa monitorare).

- Copertura e uso del suolo (*land cover/land use*) come superfici complessive o grandi *patches*;
- Oggetti georeferenziati (forme, linee, punti e indici. Tipici elementi della *landscape ecology*);
- Modalità e sistemi di coltivazione e gestione dell'habitat (pratiche e operazioni agricole);
- Comprensori o Elementi specifici dell'habitat di particolare interesse naturalistico (*HNV*, *unfarmed features*, Aree protette, Aree Natura 2000, I.B.A., P.B.A., ecc.);
- La vegetazione (analisi floristiche, fenologiche, strutturali, fisionomiche e fitosociologiche,).

habitat contemporaneamente, ma con informazioni non molto dettagliate, in quanto ricavate da sensori remoti (vedi paragrafo successivo), e quello sul campo, dove vengono rilevate informazioni più dettagliate per pochi o singoli habitat o aree di piccole dimensioni.

Tra gli oggetti principali del monitoraggio degli habitat agricoli possiamo distinguere (Tabella 3): la copertura e l'uso del suolo (*land cover/land use*), gli oggetti georeferenziati e indistinti (*patches*, linee, punti, forme, distanze, indici, ecc.) che caratterizzano le forme del paesaggio (*landscape ecology*), le modalità o i sistemi di coltivazione e realizzazione delle pratiche e operazioni agricole, i comprensori o le componenti specifiche dell'habitat di particolare interesse naturalistico e infine la vegetazione.

Queste distinzioni hanno lo scopo di evidenziare approcci di monitoraggio differenti, ma non sono da considerare nette e definite in quanto spesso si confondono e mescolano le une con le altre. Così ad esempio, le *patches* di copertura ed uso del suolo, quando identificate come forme georeferenziate, possono appartenere anche alla seconda categoria. Anche i comprensori e le componenti specifiche dell'habitat agricolo di interesse naturalistico come le siepi, i boschetti, le fasce erbose non coltivate, le zone d'acqua, ecc., essendo generalmente rilevate come oggetti georeferenziati, possono rientrare nella seconda categoria, tuttavia si preferisce distinguerli in quanto come elementi di particolare interesse naturalistico possono essere monitorati attraverso programmi e metodologie specifiche.

Per copertura del suolo (*land cover*) intendiamo la copertura biofisica della superficie terrestre, in altri termini ciò che da un punto di vista biofisico (essenzialmente vegetazione e suolo) appare ricoprire la superficie terrestre (Di Gregorio e Jansen 1997, Meinel e Hennersdorf 2002). Questa è facilmente identificabile dalle foto aeree e dalle immagini satellitari (*remote sensing*).

Per uso del suolo (*land use*) intendiamo l'utilizzo socio-economico del territorio (Vidal e Marquer 2002), cioè la definizione della copertura in relazione all'utilizzo antropico (produttivo o di fruizione) che ne viene fatto. Tale informazione spesso non è completamente ottenibile attraverso i sensori remoti, ma sono necessarie informazioni aggiuntive provenienti da indagini di campo o dalle statistiche ufficiali.

Nella prima categoria potranno essere distinte le coperture relative alla vegetazione (arborea, arbustiva ed erbacea, naturali o coltivate), alle aree senza vegetazione (acque, rocce e antropizzato). Al secondo gruppo appartengono invece le superfici destinate agli usi agricoli, forestali, residenziali, industriali, commerciali, ricreativi e conservativi. L'ambiente agricolo è rappresentato principalmente dalla superficie agricola utilizzata (sau o *utilized agricultural areas*), che comprende i seminativi (*arable land*), i prati e pascoli permanenti (*permanent pasture and meadows*) e le colture arboree specializzate (*permanent crops*).

Negli studi di monitoraggio degli habitat agricoli, le coperture e l'uso del suolo di maggior interesse sono quelle che riguardano e sono inserite nella parte coltivata del territorio, quindi le diverse categorie e *patches* relative alla superficie agricola utilizzata, ma anche le *patches* non agricole inserite nel paesaggio o matrice coltivata che vanno a caratterizzare quest'ultima nel suo grado di antropizzazione, intensità colturale e naturalità del territorio. Queste *patches* sono rappresentate principalmente dai fabbricati rurali, dagli elementi arboreo-arbustivi, dalle zone d'acqua e dalle aree erbacee non coltivate o incolte. Tutti elementi che, a seconda dell'entità, delle dimensioni e della loro distribuzione spaziale,

condizionano in modo più o meno determinate le caratteristiche della biodiversità presente negli agro-ecosistemi. A questo riguardo diventa fondamentale, come vedremo nel paragrafo successivo, il tipo di strumenti utilizzati per rilevare questo genere di informazioni. Fino a pochi anni fa solo i rilevamenti sul campo erano in grado di identificare e quantificare le cosiddette piccole aree di interesse naturalistico e le diverse categorie di seminativi. Con lo sviluppo e la diffusione delle tecnologie di *remote sensing* e di analisi statistica dei dati si riesce a caratterizzare sempre meglio questi habitat anche a scala di paesaggio, individuando gli oggetti più piccoli inseriti nella matrice coltivata e distinguendo, fra loro, anche alcune categorie di seminativi. Numerosi studi realizzati recentemente hanno cercato di individuare quali potessero essere le principali variabili collegate alle variazioni di copertura del suolo nel tempo: fattori socio-economici (Hietel et al. 2007), caratteristiche fisiche del territorio quali l'altitudine, la pendenza, il tipo di suolo, ecc. (Reger et al. 2007, Sluiter e De Joong 2007), entrambi gli elementi (Van Doorn e Bakker 2007), la forma delle *patch*es (Comber et al. 2003), ecc.

Gli oggetti georeferenziati sono tipicamente informazioni che si ricavano dall'osservazione da lontano degli habitat, generalmente attraverso immagini da satellite e foto aeree ma anche con l'impiego dei *GPS*. Questi sono gli elementi base degli studi di ecologia del paesaggio (*landscape ecology*) e sono rappresentati essenzialmente da forme (*patches*), linee e punti a cui corrispondono dimensioni (aree, perimetri, lunghezze, larghezze), informazioni spaziali su come questi oggetti sono distribuiti sul territorio e relazionati tra loro. Tali informazioni possono essere indifferenziate, cioè fine a se stesse, o collegate con altre informazioni più o meno dettagliate di copertura ed uso del suolo, possono essere semplici o aggregate in indici più o meno complessi (vedi tabella 8). Negli ambienti agricoli gli oggetti georeferenziabili di maggior interesse sono le *patches* coltivate, suddivise in tre categorie principali: seminativi, prati e pascoli permanenti e colture arboree specializzate. Tra i seminativi è possibile distinguere, in base alla colorazione omogenea delle *patches* colturali, i diversi tipi di colture erbacee (senza però poterle sempre riconoscere) e le dimensioni dei singoli appezzamenti colturali grazie alla presenza dei confini naturali dei campi (scoline, cavedagne e fossi). Nell'ambito della categoria "colture arboree specializzate" distinguiamo i frutteti, dai vigneti, dagli uliveti e dai pioppeti. Gli altri oggetti georeferenziabili, inseriti nella matrice agricola ma non coltivati (fabbricati, zone incolte, *patch*es arboree, zone umide, ecc.), assumono una notevole importanza nel caratterizzare l'intensità, l'antropizzazione o la naturalità del paesaggio agricolo in questione.

Approfondimenti bibliografici relativi allo studio, al rilevamento di questi elementi oltre che in testi base dell'ecologia del paesaggio (Forman e Godron 1986, Forman 1995, Anderson e Danielson 1997, Ingegnoli 1993, Farina 1993, 2001) sono presenti anche in studi più specifici a carattere metodologico (Kienast 1993, Cousins e Ihse 1998, Tischendorf e Fahrig 2000, Rocchini et al. 2002, Moser et al. 2002, Schermann e Baudry 2002, Hofmann et al. 2003, Girvetz e Greco 2007) o di influenza degli elementi dell'ecologia del paesaggio sulle specie selvatiche (Fahrig e Jonsen 1998, Holland e Fahrig 2000).

Le modalità o i sistemi di coltivazione e gestione dell'habitat riguardano informazioni ancor più dettagliate e relative alle coperture o all'uso del suolo. Nell'ambito agricolo tipiche sono le informazioni relative alla presenza, o meno, di sistemi di agricoltura biologica o integrata, all'adozione di pratiche agricole sostenibili (minime lavorazioni, mantenimento delle stoppie, *cover crops*, ecc.), alle epoche di esecuzione delle operazioni agricole o di manutenzione delle aree non coltivate o dei margini dei campi (taglio e potature di siepi e boschetti, sfalcio, lavorazioni o diserbi di cavedagne, banchine e fossi, ecc.). Tali informazioni evidenziano ad esempio il grado di sostenibilità o di impatto dei sistemi di coltivazione nei confronti dell'ambiente e della biodiversità. Queste informazioni non sono ricavabili da foto aeree o da immagini satellitari. Per la loro aquisizione sono necessarie interviste dirette

o rilievi di campo specifici, raramente possono essere disponibili anche dati amministrativi e studi *ad hoc.* Per tale ragione questi monitoraggi interessano progetti specifici e comprensori di limitate dimensioni e sono generalmente orientati ad individuare gli effetti di questi sistemi o pratiche agricole nei confronti di singole specie, gruppi di specie o della biodiversità in generale. Tra questi studi possiamo ricordare quelli che mettono a confronto i sistemi di agricoltura biologica o integrata con quella convenzionale (Moreby et al. 1994, Wilson et al. 1997, Chamberlain et al. 1999, Weibull et al. 2003, Genghini et al. 2006), i sistemi di lavorazione del suolo conservativi (semina sul sodo, mantenimento dei residui colturali, minime lavorazioni del terreno) da quelli tradizionali o che interessano specifiche pratiche o operazioni agricole (Rodgers e Wooley 1983, Flickinger e Pendleton 1994, Lokemoen e Beiser 1997).

Il monitoraggio può interessare anche dei comprensori o delle componenti specifiche dell'habitat o del paesaggio da distinguere rispetto al paesaggio indifferenziato in quanto di particolare importanza ai fini della conservazione della biodiversità. Per tale ragione

Box 1. Definizioni di Habitat Agricoli di Elevato Valore Naturalistico (*High Nature Value Farmland*).

Il recente concetto di sistemi agricoli ad elevato valore naturalistico (*high nature value farming systems*) è riconducibile alle meno attuali definizioni di sistemi agricoli a basso impatto ambientale (*low impact agriculture*), a ridotto input (*low intensity farming systems*), o alla distinzione, ancora precedente, tra sistemi agrari estensivi e intensivi (Genghini e Busatta 2001). In uno studio relativo ai sistemi agricoli europei non-intensivi (Beaufoy et al. 1994), il termine *low intensity farming systems* è stato utilizzato per indicare i sistemi agricoli nei quali viene fatto un uso limitato di *input* esterni al ciclo di produzione, in particolare fertilizzanti, fitofarmaci e acqua per l'irrigazione. Nei sistemi di allevamento l'intensità è riferita alla densità degli animali. Un indice largamente adottato è quello relativo alle limitate produzioni unitarie.
Baldock (1999) individua le seguenti situazioni da includere nei sistemi agricoli *HNV*:

- Le aree con vegetazione semi-naturale di una certa estensione che già da molti anni hanno una gestione non intensiva, come ad esempio i pascoli alpini e i prati aridi, spesso utilizzati per il pascolo degli ovini e altro bestiame, come bovini, caprini ed equini.
- Gli habitat agricoli frammentati con diversi tipi di uso del suolo, compresi diversi tipi di coltivazioni agrarie, porzioni di prati, frutteti, boschetti e arbusteti.
- Le aree prative e le aree coltivate nelle adiacenze di particolare importanza per alcune specie (di cui si abbiano discrete conoscenze sulle esigenze relative all'habitat). Alcune di queste aree agricole comprendono superfici coltivate intensamente (come ad es. i prati/pascoli umidi dei Paesi Bassi occidentali, utilizzati dagli uccelli limicoli, così come dalla Pittima reale). Alcune specie di uccelli si adattano o traggono particolare beneficio dagli habitat gestiti in modo intensivo e altamente produttivi pur in condizioni di limitata ricchezza vegetazionale, dove quindi le rese elevate sono compatibili con le loro esigenze trofiche e riproduttive.

Mac Cracken (2004) indica indirettamente dei criteri per l'individuazione degli *HNV* ritenendo che in genere sarà presente un maggior numero di organismi viventi all'interno di ciascuna area quando quest'area:
a) contiene un maggior numero di differenti tipi e strutture di nicchia;
b) è soggetta a livelli medi di disturbo ad opera di fattori climatici (ad esempio allagamento, esposizione) o di pratiche agricole (ad esempio pascolamento, taglio);
c) è abbastanza ampia da contenere popolazioni vitali e da consentire una variazione dell'habitat dovuta alla natura la senescenza/sviluppo delle condizioni in una porzione di area.
L'iniziale progetto attuato per l'Agenzia Europea per l'Ambiente da Andersen et al. (2003), identificò tre differenti tipi di *HNV*:

- Tipo 1 – Aree agricole con una proporzione elevata di vegetazione semi-naturale.
- Tipo 2 – Aree agricole dominate da agricoltura estensiva e/o da un mosaico di aree semi-naturali e coltivate e caratteristiche a piccola scala (margini dei campi, siepi di arbusti, muretti a secco, appezzamenti boschivi o di arbusti, piccoli fiumi, ecc.).
- Tipo 3 – Aree agricole che ospitano specie rare o un'elevata percentuale della popolazione Europea o mondiale di altre specie (a questo riguardo sono state proposte le seguenti categorie di aree: Natura 2000, Aree importanti per uccelli, principali aree per farfalle, programma di aree di piante importanti, serie di dati sulla biodiversità naturale).

Box 2. Esempi di quantificazioni degli *HNV*[5].

Per la mappatura e quantificazione di queste aree vengono utilizzati i tre principali approcci di seguito descritti (EEA 2004). Il primo approccio si fonda sull'analisi dei dati di uso del suolo del *Corine Land Cover* (CLC 2000). Per le diverse "regioni geografiche" (corrispondenti a interi Paesi o loro macro suddivisioni) sono state individuate le categorie di uso del suolo nel cui ambito è lecito attendersi di trovare aree agricole di "alto valore naturalistico". Per ogni macro area gli esperti hanno selezionato, sulla base di criteri di probabilità minima o massima, le classi di uso del suolo suscettibili a contenere aree *HNV*. Più precisamente, la stima del valore massimo (*HNV*max) include tutte le aree (agricole, forestali e zone umide) che potenzialmente possono includere aree HNV; si tratta quindi di una stima molto conservativa. La stima del valore minimo (*HNV*min) invece si basa su quelle categorie di uso del suolo in cui la probabilità di trovare aree agricole ad elevato valore naturalistico è maggiore. Sebbene questa seconda stima sia meno conservativa della prima, si ritiene in genere sia quella più significativa per il calcolo dell'indicatore. Un secondo approccio si fonda sull'analisi di dati agronomici ed economici raccolti a livello aziendale nell'ambito del *Farm Accountancy Data Network* (FADN, noto in Italia come sistema RICA), il sistema attraverso il quale viene effettuato il monitoraggio annuale di dati micro-economici su un campione di aziende in tutti gli Stati Membri dell'UE. Il terzo approccio si basa sulla distribuzione e l'abbondanza di specie minacciate, in particolare di specie di uccelli. Occorre notare, tuttavia, che l'individuazione di queste aree è ancora oggetto di discussione tra gli esperti europei: ciascuno dei tre approcci sopra delineati ha infatti i suoi punti di forza e di debolezza e ancora non è chiaro come essi possano essere integrati in un unico strumento cartografico (EEA 2004, 2005, 2006). L'orientamento più recente (EEA 2006) è quello di partire dai dati dell'uso del suolo (primo approccio), includere quindi i dati relativi alle aree e ai siti di particolare interesse naturalistico (ad es. i siti Natura 2000, le *Important Bird Areas*, i siti Ramsar, ecc.) (terzo approccio) e rifinire progressivamente lo strumento cartografico in funzione delle differenze che si riscontrano, anche in termini di pratiche agronomiche (secondo approccio) tra le diverse regioni biogeografiche, nell'ambito di appositi seminari con gli esperti del settore. Per quanto riguarda l'Italia, le quantificazioni delle aree *HNV* ad oggi effettuate secondo il primo approccio oscillano tra il 20% (stima dell'Agenzia Europea per l'Ambiente, metodo A) e il 25% della SAU (stima Gruppo di Lavoro Biodiversità e Sviluppo Rurale, contributo tematico al PSN, 2005, metodo B), un dato sostanzialmente in linea con il dato medio europeo (15%-25%).

questi comprensori o aree generalmente sono individuate e definite a livello di politiche agricole o ambientali. Tipici a questo riguardo sono gli habitat di elevato valore naturalistico presenti negli agro-ecosistemi (*HNV farmland habitat*), le foreste naturali, le grandi zone umide, le aree con particolari presenze faunistiche o naturalistiche (ad esempio, le *Important Bird Areas* IBA, le *Prime Butterfly Areas* PBA o le aree floristiche di speciale interesse) o ancora le aree in cui esistono particolari condizioni di gestione amministrativa di interesse naturalistico (ad esempio: i parchi, le riserve naturali, le Aree Natura 2000, ecc.).

Questi elementi possono essere considerati separatamente oppure inglobati nella categoria degli habitat di elevato valore naturalistico (*HNV*) degli ambienti agricoli. Questa categoria di habitat sta assumendo sempre maggiore importanza ed attenzione in relazione alle forti perdite di biodiversità riscontrate negli ambienti agricoli in quest'ultimo mezzo secolo e al conseguente sviluppo di politiche agricole e ambientali indirizzate alla protezione e valorizzazione di questi ambienti. Diversi studi si sono occupati dell'individuazione e quantificazione degli *HNV* (Beaufoy et al. 1994, MacCracken et al. 1994, Baldock 1999, Genghini e Busatta 2001, Andersen 2003, EEA/UNEP 2004, Trisorio 2005) giungendo ormai ad una definizione universalmente riconosciuta (vedi Box 1).

Per quanto riguarda le metodologie di quantificazione e rilevamento di questi habitat (vedi Box 2), all'attualità non è ancora stato definito un criterio unico e definitivo, ma sono in fase di sperimentazione diverse metodologie (EEA 2005, Paracchini et. al. 2006, Solagro 2006, Weissteiner et al. 2006). Ciononostante gli *HNV* rappresentano già uno degli indicatori

[5]Indicazioni tratte dal Piano di Sviluppo Rurale 2007-2013 della Regione Veneto.

principali della qualità degli agro-ecosistemi per la biodiversità selvatica in quanto inseriti nell'allegato VIII del Regolamento CE 1974/06 di attuazione dei provvedimenti sullo sviluppo rurale.

Infine non possiamo non richiamare, tra gli oggetti principali del monitoraggio degli habitat, quello relativo alla vegetazione, relativamente agli aspetti di maggiore dettaglio e cioè: le analisi floristiche, fenologiche, strutturali, fisionomiche e fitosociologiche. Questa rappresenta la componente principale dell'habitat e per tale motivo l'argomento è stato sviluppato in modo adeguato in un capitolo specifico (3) al quale si rimanda per gli approfondimenti.

La scala nel monitoraggio degli habitat agricoli

Un altro importante elemento che caratterizza e differenzia l'impostazione e la realizzazione di un monitoraggio degli habitat è la scala. La definizione degli obiettivi, delle specie interessate e dell'oggetto da rilevare determinano conseguentemente la scala a cui è opportuno realizzare il monitoraggio. Indicativamente, per gli insetti e gli invertebrati ad esempio, le dimensioni degli habitat sono molto limitate (alcuni appezzamenti o l'azienda agricola), per i piccoli mammiferi e i galliformi è più ampia ma rimane definita ad un ambito locale (più aziende agricole, un comprensorio, ecc.), per le comunità di uccelli può essere locale, sub-regionale (più comuni), ma anche internazionale (specie migratrici), per gli ungulati è regionale (più province), per i grandi carnivori a volte diventa nazionale (più regioni) se non internazionale. Per tutte le specie però il monitoraggio può essere comunque locale, regionale o comunitario a seconda di quanto è ampio il programma di rilevamento e di quanto numerose e distribuite sono le aree campione. Si pensi ad esempio ai programmi nazionali o comunitari di monitoraggio che anche se riguardano piccoli invertebrati, si sviluppano a scala internazionale. Alcuni studi evidenziano anche gli effetti e i problemi derivanti dalla scelta della scala a cui viene realizzato il monitoraggio degli habitat (Turner et al. 1989, O'Neill et al. 1996, Shermann e Baudry 2002).

Metodologie e strumenti di rilevamento dei dati ambientali

Definiti gli obiettivi, l'oggetto e la scala dello studio di monitoraggio ambientale, la prima fase operativa è rappresentata dalla raccolta dei dati, cioè dalla raccolta delle informazioni necessarie e utili per descrivere le caratteristiche degli habitat e del paesaggio. A questo scopo possono essere utilizzati ed applicati diversi metodi e strumenti di rilevamento. Generalmente gli obiettivi, l'oggetto e la scala di monitoraggio individuano già quali saranno gli strumenti più adatti per il rilevamento ambientale. La scelta a questo punto può considerarsi obbligata. Le modalità di rilevamento dell'habitat e del paesaggio e gli strumenti adottati si distinguono principalmente in tre categorie:

1) "da vicino", cioè attraverso l'osservazione diretta sul campo o nell'ambiente, in prossimità degli habitat da rilevare, con o senza strumenti accessori (ottici e non) che aiutano a definire e quantificare le variabili di interesse;
2) "da lontano", attraverso l'impiego di sensori (fotocamere, radar) applicati principalmente su aerei, elicotteri e satelliti e per questo definiti come sensori remoti (*remote sensing*);
3) "indirettamente", attraverso informazioni ottenute consultando gli operatori presenti sul territorio (agricoltori, associazioni di categoria, amministrazioni pubbliche, enti di ricerca, ecc.).

Gli approcci sono spesso complementari tra loro in quanto i dati incrociati consentono di integrare, verificare e approfondire le diverse fonti ottenendo un'informazione più completa. Ad esempio, i rilievi sul campo possono servire per interpretare o verificare le informazioni ottenute da foto aeree o immagini satellitari e i dati ripresi da sensori remoti essere utilizzati per contestualizzare e approfondire (es. configurazione spaziale, dinamiche ecologiche a livello di paesaggio) le ricerche di campo. Ugualmente le informazioni derivanti

dalle foto aeree e immagini da satellite possono essere integrate dai dati provenienti dalle statistiche ufficiali, da progetti e indagini specifiche.

Le informazioni raccolte da sensori remoti o sul campo possono essere, come per tutte le raccolte dati: complete (immagini raster, tutti i dati di una determinata area, ecc.) oppure essere parziali e basarsi su di un campionamento (di punti, celle, immagini, percorsi, aziende, agricoltori, ecc.). Il campionamento può essere randomizzato o non randomizzato, può interessare piccole superfici (appezzamenti, elementi di interesse naturalistico, una o più aziende agricole o piccoli comprensori), riguardare ampie estensioni (grandi comprensori, aree protette, ambiti comunali, provinciali e regionali), interessare progetti a livello regionale, comunitario e internazionale.

I rilevamenti da vicino (campionamenti vegetazionali)

I rilevamenti "da vicino", attraverso l'osservazione diretta dell'ambiente e dell'habitat, risultano indispensabili per individuare e quantificare variabili che altrimenti non potrebbero

Paesaggi agricoli di pianura estremamente eterogenei di elevato valore per la biodiversità.

essere rilevate, oppure per ottenere un grado di dettaglio e precisione superiore rispetto a quanto potrebbe essere ottenuto attraverso i sensori remoti o le statistiche ufficiali, oppure ancora in relazione alla necessità di raccogliere dei campioni da misurare in laboratorio. Tipicamente questi rilevamenti riguardano i c.d. campionamenti vegetazionali in quanto la vegetazione erbacea ed arborea rappresenta l'elemento principale dell'habitat.

Higgins et al. (2005) individuano i seguenti requisiti primari della vegetazione da rilevare per le specie selvatiche: 1) composizione delle specie, 2) distribuzione spaziale orizzontale e/o verticale, 3) variazione temporale della struttura, 4) biomassa, 5) struttura "in piedi" complessiva, 6) ambiente circostante (strutture del paesaggio).

Considerata l'impossibilità di realizzare un rilevamento esaustivo della vegetazione di un determinato habitat, questa viene rilevata inevitabilmente attraverso un campionamento che può essere realizzato attraverso tecniche alternative. I principali parametri da rilevare per la vegetazione (ed i relativi metodi di campionamento) generalmente sono: la frequenza, la densità (metodo dei quadrati, *plotless methods*), la copertura (*quadrat charting*, le stime ottiche, *line-intercept*, *point-intercept*, *Bitterlich Variable Radium method*, *Tree canopy cover*), la biomassa (*Clipping Techniques*, stime ottiche, analisi delle dimensioni, ecc.) la *visual obstruction*, l'altezza erbacea, la dimensione degli alberi, l'età, ecc. (Higgins et al. 2005). Un aspetto di particolare interesse assume la quantificazione dei frutti prodotti. Anche in questo caso vengono utilizzate tecniche di campionamento.

Queste informazioni possono essere raccolte attraverso l'osservazione diretta oppure con l'ausilio di appositi strumenti di misurazione: dai più semplici (cordella metrica, stadia,

densiometro, ecc.) ai più sofisticati (telemetri, altimetri, visori notturni, ecc.) collegati o meno a strumenti computerizzati e satellitari (*GIS* e computer portatile, *GPS*, ecc.). Per l'approfondimento di queste metodologie di rilevamento si rimanda al capitolo 3 e a testi specifici (Gysel e Lyon 1980, Anderson e Ohmart 1980, Higgins et al. 1994, 2005).

I rilevamenti da lontano (*remote sensing*)

Il rilevamento "da lontano" attraverso sensori remoti (applicati su aerei e satelliti), consente di acquisire informazioni per ampie superfici attraverso costi relativamente ridotti. Le informazioni naturalmente sono meno precise e dettagliate rispetto a quelle "di campo", tuttavia la precisione ed il dettaglio sono aumentati molto velocemente con il passare degli anni considerando che questi metodi e strumenti usufruiscono in modo evidente del progresso tecnologico applicato anche al settore informatico. I prodotti di questi sensori sono rappresentati dalle foto aeree e dalle immagini satellitari. La disponibilità di queste informazioni dipende dagli anni e dai periodi stagionali in cui sono stati realizzati i voli di osservazione o sono state rese disponibili le immagini da satellite.

Le foto aeree

Le foto aeree hanno il vantaggio di offrire una visione di insieme del paesaggio (eco-mosaico) e di permettere un'interpretazione di questo abbastanza immediata. Le prime foto aeree disponibili in modo abbastanza diffuso sul territorio nazionale risalgono al 1933 (con i primi voli dell'Istituto Geografico Militare). Tuttavia il primo volo con una copertura quasi completa del territorio nazionale, una buona qualità delle immagini e una buona omogeneità tra le diverse foto aeree è quello del 1954-55. Con il passare degli anni i voli sono diventati sempre più frequenti, di qualità superiore e più standardizzati nei parametri di rilevamento (tabella 4).

Esistono due tipologie principali di foto aeree disponibili: le foto aeree propriamente dette e le ortofoto. Le prime possono essere prodotte per diverse finalità, per questo presentano caratteristiche diverse fra loro date dalle modalità con cui è stata ottenuta la

Tabella 4. Principali caratteristiche delle serie di fotoaeree disponibili sul territorio nazionale.

TIPO	NOME DEL VOLO	COPERTURA	PERIODO	COLORE B/N	SCALA	RISOLUZ.	PRODUTTORE
foto aerea	I.G.M	nazionale non uniforme	1929-2005	b/n	1:33.000	varia	Istituto Geografico Militare
foto aerea	RA (U.K.) e USAAF (U.S.A.)	nazionale non uniforme	1942-1945	b/n	varia	varia	Aerofototeca nazionale
foto aerea	Volo G.A.I. - I.G.M	nazionale uniforme	1954-1956	b/n	1:33.000	varia	Aerofototeca nazionale
foto aerea	Volo Italia 1988/89	nazionale uniforme	1988-1989	b/n	1:75.000	1 m	TerraItaly™ (CGR)
foto aerea	Volo Italia 1994	nazionale uniforme	1994	b/n	1:75.000	1 m	TerraItaly™ (CGR)
foto aerea	Terraitaly™ it2000	nazionale uniforme	1998-1999	colore	1:40.000	1 m	TerraItaly™ (CGR)
foto aerea	Terraitaly™ it2000 N.R.	nazionale non completa	2003-2008	colore	1:40.000	50 cm	TerraItaly™ (CGR)
ortofoto	Terraitaly™ it2000	nazionale uniforme	1998-1999	colore	1:10.000	1 m	TerraItaly™ (CGR)
ortofoto	Terraitaly™ it2000 N.R.	nazionale non completa	2003-2008	colore	1:10.000	50 cm	TerraItaly™ (CGR)

Legenda: RAF.: *Royal Air Force*, USAAR: *United States Army Air Force*. N.R.: *Nuova Release*. CGR: Gruppo Compagnia Generale Riprese aeree.

foto. Possono essere sia in formato cartaceo che digitale, ma per essere utilizzate in un *software GIS* devono essere ortorettificate e georeferenziate. Per questo di norma si utilizzano, o come base per ricerche storiche, o per analizzare porzioni di territorio relativamente piccole. Una ortofoto è una fotografia aerea che è stata geometricamente corretta e georeferenziata in modo tale che la scala della fotografia sia uniforme e vi sia un corretto posizionamento spaziale degli oggetti. A differenza di una foto aerea, una ortofoto può essere usata per misurare distanze reali, in quanto essa raffigura una accurata rappresentazione della superficie della Terra. La ortofoto è stata corretta in base ai rilievi topografici, alla distorsione della lente e all'orientamento della macchina fotografica, quindi unisce le caratteristiche che sono proprie dell'immagine fotografica alle qualità geometriche delle rappresentazioni cartografiche. Le ortofoto sono fornite in formato digitale compatibile con i maggiori programmi *GIS* in commercio, sotto forma di ortofotomosaico, per coprire porzioni di territorio più ampie. Uno dei principali produttori di foto aeree e ortofoto è TerraItaly™. Questo é un marchio di proprietà del gruppo Compagnia Generale Riprese aeree (CGR). CGR è il maggior gruppo in Italia nel campo della fotogrammetria aerea, del telerilevamento e della produzione cartografica. Fanno parte del Gruppo la Compagnia Aeronautica Emiliana (specializzata nell'assistenza, manutenzione e vendita di aeromobili) e il Consorzio Compagnie Aeronautiche (che si occupa di applicazioni informatiche al telerilevamento). Le società del gruppo partecipano, come soci privati, al CISIG (Consorzio per l'Informazione dei Sistemi Informativi Geografici) insieme con l'Università di Parma e con il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR - Progetto LARA).

L'interpretazione delle foto aeree è resa possibile grazie alle tecniche di fotogrammetria che permettono di ricostruire una rappresentazione reale dei punti della superficie terrestre, utilizzando le informazioni metriche (punto focale, posizione del centro di proiezione) relative a una coppia di aerofotogrammi che riprendono la stessa scena contemporaneamente ma da posizioni diverse.

In fotogrammetria la presa di una stessa scena da due punti di vista differenti consente, sotto certe condizioni, di ottenere una visione tridimensionale, detta stereoscopica, dell'oggetto osservato. Lo *stereoscopio* è uno strumento ottico costituito da due lenti che consentono l'osservazione indipendente di due fotogrammi portando alla visione tridimensionale dell'oggetto. Con la recente evoluzione dei *software GIS* l'analisi tridimensionale del territorio si svolge di norma attraverso l'utilizzo di DEM (*Digital Elevation Model*) o di TIN (*Triangulated Irregular Network*), rappresentazioni digitali in tre dimensioni della superficie terrestre.

Come è intuibile la qualità (risoluzione, tono, colore, restituzione dell'ortoproiezione, ecc.) e l'uniformità della copertura cambiano molto in relazione al periodo e al comprensorio di interesse, facendo registrare le problematiche maggiori per gli anni relativi alla prima metà del secolo e per le zone ad altimetria variabile.

Nonostante i progressi della tecnologia informatica, nella maggior parte dei casi il rilevamento fatto con programmi specifici per il processamento automatico di foto aeree (immagini digitali) risulta poco efficace, soprattutto se le immagini sono in bianco e nero e la risoluzione è bassa.

L'approccio alternativo e più utilizzato è basato sull'analisi visuale delle immagini da parte di un operatore che attraverso l'osservazione è in grado di fotointerpretare la scena ripresa, riconoscendone gli elementi.

Le immagini satellitari

Un'altra insostituibile fonte di informazioni per il monitoraggio degli habitat agroforestali è rappresentata dai dati rilevati dal satellite attraverso l'insieme dei metodi e delle tecniche che va sotto il nome di telerilevamento. Il principio del telerilevamento si basa sulla capacità di differenziare il maggior numero possibile di elementi sul territorio (tipo di vegetazione, acqua, fabbricati, ecc.) misurando l'energia riflessa dalle loro superfici (onde elettromagnetiche nel visibile, nell'infrarosso e nelle microonde) attraverso opportuni sensori.

I sensori (elettro-ottici) quantificano l'energia radiante in una determinata banda dello spettro elettromagnetico ed emettono un segnale elettrico che viene convertito, attraverso un processo di discretizzazione, in conteggio digitale (*digital number*).

Lo scopo del telerilevamento è di stabilire una corrispondenza tra la qualità dell'energia riflessa a varie lunghezze d'onda e la natura dei corpi. Per analizzare il valore della riflettanza di un corpo in relazione alle diverse lunghezze d'onda dello spettro elettromagnetico si costruisce una curva radianza-lunghezza d'onda, detta firma spettrale, caratteristica di una determinata superficie (figura 1).

Le peculiarità che rendono il telerilevamento una tecnica molto versatile e fortemente utilizzata sono: 1) la visione sinottica propria delle immagini riprese ad una distanza che consente di avere nello stesso istante informazioni per aree molto estese, 2) l'osservazione

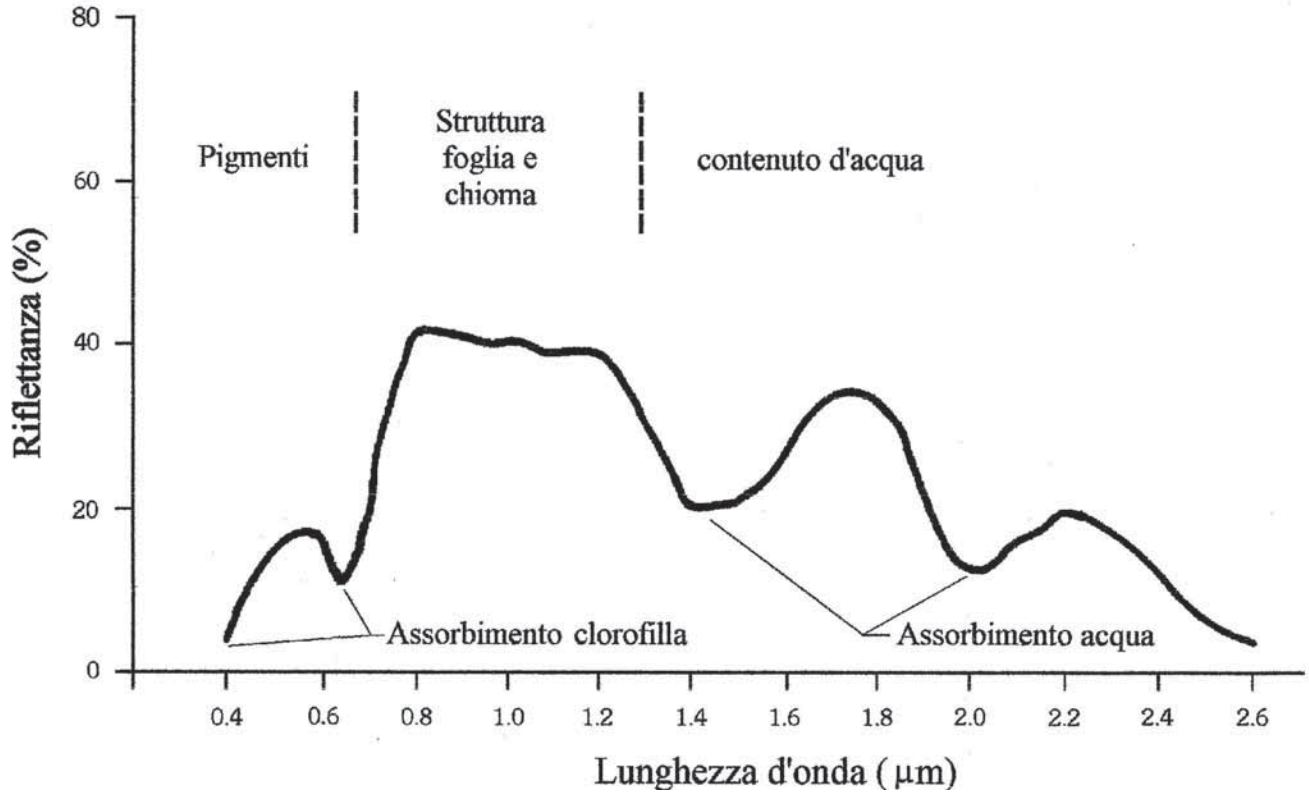


Figura 1. Curva della radianza-lunghezza d'onda di una determinata superficie (firma spettrale).

multitemporale che consente di avere periodicamente e ad intervalli temporali ristretti immagini della stessa zona, 3) l'analisi multispettrale che permette di ricavare informazioni specifiche e dettagliate sul fenomeno da indagare, 4) la possibilità di avviare procedure automatiche gestite dal calcolatore e da programmi specifici. Un quadro delle principali fonti disponibili per le immagini da satellite è riportato nella tabella 5.

Ogni satellite può montare a bordo più sensori, sia passivi che attivi. I sensori passivi (ottici) rilevano la radiazione elettromagnetica riflessa od emessa da fonti naturali come il sole o la terra e operano in un intervallo spettrale compreso fra 0,3 e 15 μm; i sensori attivi (radar) operano invece nell'intervallo delle microonde e rilevano la risposta riflessa di un oggetto irradiato da una fonte di energia generata artificialmente: la radiazione generalmente emessa da un antenna raggiunge l'oggetto e la frazione di energia riflessa viene rilevata e misurata dai sensori di un ricevitore. Fra i parametri più importanti per la valutazione e la classificazione delle immagini satellitari si possono considerare la risoluzione spettrale, la risoluzione spaziale, la risoluzione radiometrica e quella temporale.

Tabella 5a. Principali caratteristiche della serie di immagini da satellite (sensori passivi) attualmente disponibili sul territorio nazionale.

SATELLITE	ANNO	SENSORE	N. BANDE	RISOL. SPETTR. (μm)	RIS. SPAZ. (m)	RIS. RADIOM. (bit)	RIS. TEMP. (giorni)	AREA SINGOLA IMMAGINE (kmq)	PRODUT.
NOAA-POES	1978	AVHRR (m)	6	0,58-12,5	1.100	10	0,5	(v)	NOAA
LANDSAT 5	1984	MSS/TM (m)	7	0,45-12,6	30	8	16	2.500*	U.S. Geo. S.
ERS 1	1991	ATSR 1 (m)	4	1,6-12	1.000	12	1-8	(v)	ESA
JERS 1	1992	OPS (m)	8	0,52-2,4	18	6	44	5.625	JAXA
ERS 2	1995	ATSR 2 (m)	7	0,55-12	1.000	12	1-8	(v)	ESA
IRS 1 C	1995	LISS 3 (m)	4	0,52-1,70	23,5	7	5-24	4.900*	ISRO
		PAN (p)	1	0,5-0,7	5,8	6	5-24	529*	
		WIFS (m)	2	0,62-0,86	188	7	5-24	640.000	
IRS 1 D	1997	LISS 3 (m)	4	0,52-1,70	23,5	7	5-24	4.900*	ISRO
		PAN (p)	1	0,5-0,7	5,8	6	5-24	529*	
		WIFS (m)	2	0,62-0,86	188	7	5-24	640.000	
ORB VIEW 2	1997	SEAWIFS (m)	8	0,402-0,885	1.130	10	2	4.200.000	Geoeye
SPOT 4	1998	HRVIR (p-m)	1	0,61-0,68	10	8	2	3.600	CNES SPOT IM.
			4	0,50-1,75	20	8	2	3.600	
		Vegetation (m)	4	0,43-1,75	1.165	8	2	(v)	
LANDSAT 7	1999	ETM+ (p-m)	1	0,52-0,90	15	8	16	625*	U.S. Geo. S.
			7	0,45-12,5	30	8	16	625*	
TERRA EOS AM1	1999	ASTER (m)	14	0,52-11,65	15-90	12	16	(v)	NASA
		MODIS (m)	36	0,405-14,385	250-1.000	12	16	(v)	
IKONOS	1999	OSA (p-m)	1	0,5-0,9	1	11	3	100* (n) - 49* (a)	Geoeye
			4	0,45-0,88	4	11	3	100* (n) - 49* (a)	
E0 - 1	2000	ALI (p-m)	1	0,48-0,69	10	12	16	42*	U.S. Geo. S.
			9	0,433-2,35	30	12	16	42*	
		HIPERION (i)	220	0,357-2,576	30	12	16	42*	
EROS A1	2000	EROS A (p)	1	0,5-0,9	1,8	11	2	182 (n) - 25* (a)	Image Sat I.
PROBA 1	2001	CHRIS (i)	18-62	0,43-1,035	18-36	12	2	196	ESA
QUICKBIRD	2001	QUICKBIRD (p-m)	1	0,45-0,9	0,7	11	1-11	64* (n) - 25* (a)	Eurimage
			4	0,45-0,9	2,8	11	1-11	64* (n) - 25* (a)	
ENVISAT	2002	AATSR (m)	7	0,55-12	1.000	12	1-3	(v)	ESA
		MERIS (m)	15	0,41-0,90	260	12	1-3	300*	
SPOT 5	2002	HRG 1/2 (p)	1	0,475-0,71	2,5	8	2	3.600	CNES SPOT IM.
		HRG 1/2 (m)	4	0,495-1,75	10	8	2	3.600	
		HRS (p)	1	0,49-0,69	5	8	2	3.600	
		Vegetation 2 (m)	4	0,43-1,75	1.165	10	2	(v)	
Resourcesat 1 (IRS P 6)	2003	AWIFS (m)	3	0,52-1,70	56	10	5-24	136.900*	ISRO
		LISS 3 (m)	4	0,52-1,70	23,5	7	5-24	4.970*	
		LISS 4 (m)	3	0,52-0,86	5,8	7	5-24	523*	
ORB VIEW 3	2003	ORB VIEW 3 (p-m)	1	0,45-0,9	1	11	3	182* (n) - 64* (a)	Geoeye
			4	0,45-0,9	4	11	3	182* (n) - 64* (a)	
FORMOSAT 2	2004	ROCSAT 2 (p-m)	1	0,45-0,9	2	8	1	576	NSPO
			4	0,45-0,9	8	8	1	576	
Cartosat 1 (IRS P5)	2005	Pan A Pan F (p)	1	0,5-0,7	2,5	10	5	16*	ISRO
TOPSAT	2005	TOPSAT (p-m)	1	0,5-0,7	2,8	11	1-3	289	QintetiQ
			3	0,5-0,7	5,8	11	1-3	216	
ALOS	2006	AVNIR-2 (m)	4	0,42-0,89	10	8	2	4.900	JAXA
		PRISM (p)	1	0,52 - 0,77	2,5	8	2	1.225	
EROS B	2006	PIC 2 (p)	1	0,5-0,9	0,7	10	3	49	Image Sat I.
KOMPSAT 2	2006	MSC (p-m)	1	0,5-0,9	1	10	3	100* (n) - 50* (a)	KAI Image
			4	0,45-0,9	4	10	3	100* (n) - 50* (a)	
GEOEYE 1 (ORBVIEW 5)	2007	GIS (p-m)	1	0,45-0,9	0,41	11	3	225*	Geoeye
			4	0,45-0,9	1,65	11	3	225*	
Cartosat 2 (IRS 2A)	2007	PAN (p)	1	0,5-0,85	1	10	4	25*	ISRO
RAPID EYE	2007	REIS (m)	5	0,44-0,85	5	12	1	625	Rapideye
WORLDVIEW 1	2007	WV50 (p)	1	0,40-0,90	0,5	11	2	64* (n) - 25* (a)	Digital Globe

Legenda: SENSORE: p= pancromatico, m= multispettrale, i= iperspettrale. AREA SINGOLA IMMAGINE: *= minima, v= variabile a seconda della tipologia di prodotto fornito, n= nuova, a= archivio.

Tabella 5b. Principali caratteristiche della serie di immagini da satellite (sensori attivi) attualmente disponibili sul territorio nazionale.

SATELLITE	ANNO	SENSORE	BANDA	LUNG. D'ONDA (cm)	FREQ. (GHz)	RIS. SPAZ. (m)	RIS. TEMP. (giorni)	AREA SINGOLA IMMAGINE (kmq)	PRODUTTORE
ERS 1	1991	AMI	C	5,7	5,3	30	1-8	5.600*	ESA
JERS 1	1992	SAR	L	23,5	1,275	18	44	5.625	JAXA
ERS 2	1995	AMI	C	5,7	5,3	30	1-8	5.600*	ESA
RADARSAT 1	1995	SAR	C	5,7	5,3	8	24	2.500*	CSA
ENVISAT	2002	ASAR	C	5,6	5,3	30	1-16	5.600*	ESA
ALOS	2006	PALSAR	L	23,6	1,7	7	1-2	4.900	JAXA
Cosmo Skymed	2007	SAR 2000	X	3,1	9,6	1	<1	100*	ASI
RADARSAT 2	2007	SAR	C	5,5	5,405	3	<1	2.500*	CSA
TERRASAR X	2007	TSX SAR	X	3,1	9,65	1	11	50*	DLR/EADS AS.
RISAT	2008	RISAT SAR	C	5,6	5,35	2	5	100*	ISRO

Legenda: BANDA: L= Larga, X= Media, C= Corta. *= minima.

Tabella 5c. Principali classi di risoluzione delle immagini satellitari attualmente disponibili.

CLASSI DI RISOLUZIONE	RISOLUZIONE SPAZIALE (m)	DEFINIZIONE	ACRONIMO	SCALA DI APPLICAZIONE
1	0,1-0,5	ALTISSIMA	AAR	1:1.000-1:10.000
2	0,5-1	MOLTO ALTA	MA	
3	1-4	ALTA	AR	1:10.000-1:15.000
4	4-12	MEDIA	MR	1:15.000-1:25.000
5	12-50	MEDIO BASSA	MB	1:25.000-1:100.000
6	50-250	BASSA	BR	1:100.000-1:500.000
7	250-1000	MOLTO BASSA	MBR	< 1:500.000
8	> 1000	BASSISSIMA	BBR	

La risoluzione spettrale può essere indicata come la regione dello spettro elettromagnetico, il numero e le caratteristiche delle singole bande in cui il sensore opera. I sensori passivi si possono classificare in base alla loro risoluzione spettrale come pancromatici, multispettrali e iperspettrali. I sensori pancromatici registrano una sola banda spettrale, molto ampia, solitamente tra 0,5-0,9 μm, corrispondente alla parte visibile dello spettro. E' così possibile ottenere immagini ad elevata risoluzione spaziale e radiometrica. L'osservazione con sensori multispettrali è realizzata attraverso la registrazione simultanea di più bande spettrali, tipicamente quattro: blu, verde, rosso e infrarosso vicino. La risoluzione spaziale risulta inferiore rispetto al corrispondente pancromatico (di solito rapporto 1:4), ma il carico informativo che portano è di tipo spettrale: è così possibile riconoscere le superfici al suolo attraverso la loro firma spettrale (percentuale di energia radiante incidente che viene riflessa da un corpo) al fine di generare mappe tematiche su vegetazione, uso o copertura dei suoli, censimento dell'urbano, ecc. Lo sviluppo delle tecnologie legate alla sensoristica ha portato in questi ultimi anni allo sviluppo di sensori iperspettrali per l'osservazione della terra in grado di misurare la radianza spettrale in un numero molto elevato (svariate centinaia) di bande. Grazie alle caratteristiche di elevata risoluzione e fitto campionamento spettrale, le immagini iperspettrali fornite da tali sensori sono sempre più utilizzate per progetti di classificazione e di uso e copertura del suolo. La risoluzione spaziale può essere definita

come la minima distanza fra due punti distinguibili nell'immagine. Migliorando la risoluzione sarà possibile valutare con più precisione i dettagli dell'immagine. Conoscendo inoltre la risoluzione di immagini derivanti da un sensore, le possiamo classificare in base alla loro definizione e sapere anticipatamente a quale scala di applicazione si possono utilizzare (vedi Tabella 5c). La risoluzione radiometrica rappresenta invece la minima variazione di segnale che il sistema riesce a distinguere. Si esprime come numero di livelli digitali utilizzati per rappresentare i dati raccolti dal sensore. Il numero di livelli è espresso in termini di numeri binari (bit). Migliorando la risoluzione radiometrica di un sensore aumenta la sensibilità nel registrare piccole differenze nell'energia riflessa o emessa. La risoluzione temporale (o tempo di rivisitazione) è il tempo medio trascorso fra due osservazioni di un medesimo punto. Questo parametro è particolarmente importante qualora si volessero analizzare fenomeni che avvengono in un breve periodo di tempo (catastrofi naturali), o valutare le modificazioni del territorio avvenute in intervalli di tempo limitati attraverso l'analisi di due immagini relative alla stessa localizzazione prese in due momenti successivi.

Passando ai sensori attivi, il radar (acronimo di *radio detection and ranging*) consiste fondamentalmente in un trasmettitore, un ricevitore, un'antenna (anche con dimensioni virtuali come nel caso dei radar ad apertura sintetica o SAR) e un sistema elettronico per processare e registrare i dati. Trasmette un segnale microonde e misura la porzione di segnale ri-diffusa dall'oggetto colpito sotto forma di eco e successivamente visualizzata sotto forma di *spot* luminoso (Gomarasca 2004). L'energia rilevata porta informazioni sulla forma e sulle caratteristiche fisiche degli oggetti mentre il tempo tra il segnale trasmesso e ricevuto determina la distanza (*range*) dall'oggetto. I radar operano in un intervallo di frequenza che va da 0,3 a 40 GHz (lunghezze d'onda fra 1 mm e 1 m - regione del microonde). La porzione dello spettro elettromagnetico nel microonde, essendo una regione piuttosto ampia, è spesso specificata riferendosi alla frequenza suddivisa in bande caratterizzate da una lettera derivata da una codifica utilizzata durante la II^{a} Guerra Mondiale. Il vantaggio dell'utilizzo dei sensori radar nei confronti dei sensori ottici è che essi non risentono né delle condizioni atmosferiche (nuvolosità) né della differenza fra il giorno e la notte. Inoltre le onde radar, in particolare le più lunghe (bande L e C), possono attraversare la copertura vegetale e dare informazioni sul contenuto dell'umidità del suolo. Le immagini dei sensori riportati nella Tabella 5 (a e b) sono reperibili in commercio. In alcuni casi, oltre a richiedere immagini satellitari riferite ad una determinata zona e ad un determinato periodo, è possibile che il committente scelga in anticipo luogo e ora per l'acquisizione dell'immagine via satellite.

Per un'approfondita trattazione delle tematiche presenti in questo paragrafo si rimanda a testi specifici (Gomarasca 2000, 2004, Chirici e Corona 2006).

Interpretazioni di foto aeree e immagini satellitari

Il metodo più utilizzato per l'interpretazione di immagini digitali, per produrre ad esempio una carta di copertura o uso del suolo, è l'analisi visuale da parte di un operatore che, attraverso l'osservazione dell'immagine sullo schermo del calcolatore, è in grado di fotointerpretare la scena ripresa, riconoscendone gli elementi. La fotonterpretazione (o interpretazione qualitativa delle immagini) si basa quindi sulla capacità da parte dell'esperto di ricondurre i toni, i colori e le forme di un'immagine ad elementi del territorio, analizzando il contesto ambientale ed usando delle conoscenze a priori per poi costruire una congruente cartografia. Questo procedimento richiede la valutazione di parametri quali: la forma, la dimensione, il colore, il tono, la tessitura, il modello riconducibile alla posizione spaziale degli oggetti, le ombre e il periodo. L'interpretazione di un'immagine richiede quindi la capacità di combinare tutte queste chiavi di lettura con le informazioni specifiche (agronomiche, ecologiche, ecc.) dello studioso. Ad esempio, per una corretta fotointerpretazione di territori caratterizzati dalla presenza di colture agricole, sarebbe necessario che l'operatore

conosca il giorno in cui è stata scattata la foto e contestualmente conosca le colture praticate in quella determinata area e i cicli fenologici delle stesse. Questa procedura risente pur sempre di una certa parte di soggettività, nonchè di costi e tempi elevati se eseguita per superfici di medio-grandi dimensioni. Con la disponibilità di immagini provenienti da sensori passivi multispettrali si sono sviluppate tecniche di analisi della superfcie terrestre che non si basano sull'occhio umano ma su classificazioni automatiche (o semi-automatiche) elaborate da parte di computer, dette analisi quantitative. La vegetazione manifesta un comportamento di riflessione della radiazione elettromagnetica incidente differenziato per ciascuna delle diverse bande, le quali contribuiscono alla definizione della sua tipica firma spettrale. In particolare l'andamento della curva di riflettanza della vegetazione è regolato nelle bande del visibile, vicino e medio infrarosso rispettivamente dal contenuto e tipo di pigmenti fogliari, dalla struttura fogliare e dal contenuto di acqua (Gomarasca 2004). Ogni tipologia vegetazionale ha quindi un comportamento spettrale caratteristico che però può variare durante il ciclo fenologico o a seconda del tipo di pratiche colturali e di suolo presenti. Considerazioni analoghe si possono fare riguardo ai dati ottenuti tramite i sensori attivi. La radiazione retrodiffusa (*backscatter*), come risposta alla radiazione attiva emessa dal sistema radar, è tipica di ogni coltura (Saich e Borgeaud 1995), anche se risente fortemente del ciclo fenologico e delle pratiche agronomiche svolte. Per l'elaborazione di questi numerosi dati derivanti da sensori passivi e attivi sono stati sviluppati sistemi di classificazione automatica (*unsupervised*) o semi-automatica (*supervised).* Quest'ultima si basa sull'ipotesi di conoscere a priori le classi di appartenenza di un certo numero di *pixel* dell'immagine (*pixel* campione): i restanti saranno classificati in base alla somiglianza con i primi. Nella pratica però questi sistemi stentano a sostituire la fotointerpretazione manuale, sia a causa della complessità dei *software* utilizzati, sia per l'approccio prevalentemente impiegato: *pixel-oriented*. L'uso del suolo è identificato per ogni *pixel* dell'immagine e pertanto la cartografia prodotta tende ad apparire meno leggibile rispetto a quelle tradizionalmente prodotte per fotointerpretazione (Chirici et al. 2003). Recentemente l'introduzione di tecniche di classificazione *object oriented,* basate cioè su poligoni generati dalla segmentazione automatica di immagini digitali, ha aperto nuovi scenari sulle possibilità di derivare cartografie tematiche. Questo approccio, spostando l'analisi dal singolo *pixel* a insiemi di *pixel* che assumono il significato di oggetti, consente di ampliare il contenuto informativo estraibile in modo automatico o semiautomatico dall'unità elementare di classificazione (Giuliarelli et al. 2007). Il dato finale inoltre è di tipo vettoriale e non raster come nel *pixel oriented*, formato tipico della cartografia tematica. L'uso di questa metodologia, già sviluppata in campo forestale, viene oggi utilizzata anche in campo agricolo (Ozdarici e Turker 2006, Chang et al. 2008).

I rilevamenti indiretti

I rilevamenti indiretti sulle caratteristiche degli habitat e del paesaggio rappresentano informazioni ricavate dalla consultazione degli operatori presenti sul territorio, in particolare nel nostro caso: gli agricoltori, le organizzazioni di produttori, le associazioni agricole, le amministrazioni pubbliche, gli enti di ricerca, ecc. attraverso interviste, compilazione di questionari (inviati o compilati al momento delle interviste), ecc. Attraverso questo tipo di rilevamenti si ottengono delle informazioni altrimenti non ottenibili dai rilievi di campo o dai sensori remoti o che comunque consentono di completare le altre informazioni raccolte.

I dati ottenibili riguardano generalmente le modalità di gestione degli habitat e i sistemi di coltivazione agricola, quindi i mezzi e gli *input* impiegati, l'intensità o la sostenibilità della gestione agro-ambientale, praticata). Questi rilevamenti possono far parte di programmi ufficiali di censimento, di indagini statistiche europee o nazionali, o essere parte di programmi di ricerca più specifici ed estemporanei. Possono riguardare comprensori ampi o limitati a diversi livelli amministrativi (comunali, provinciali, regionali e nazionali), essere raccolti

in modo esausitivo o campionario, randomizzato o meno. Possono in altri termini far parte di rilevamenti sistematici che prevedono criteri di aggregazione e classificazione dei dati già definiti e standardizzati prima della raccolta delle informazioni, come si vedrà più nel dettaglio nel paragrafo successivo.

Un esempio di questo tipo di informazioni, di particolare interesse per la biodiversità degli ambienti agricoli, sono quelle che riguardano il tipo, la quantità, le epoche e le aree di trattamento con i prodotti chimici (fertilizzanti, fitofarmaci e diserbanti), il tipo, le modalità e i tempi di realizzazione delle lavorazioni agricole (arature, semine, sfalci, raccolte, ecc.), l'adozione di sistemi di agricoltura a basso impatto ambientale o eco-compatibile (biologica, integrata, biodinamica, ecc.), o di operazioni agricole a basso impatto ambientale (minime lavorazioni del terreno, semina sul sodo, colture di copertura) o le tecniche di mitigazione degli impatti delle operazioni agricole (posticipazione dell'aratura delle stoppie, utilizzo della barra d'involo, di una velocità ridotta o di un'altezza di taglio elevata per le operazioni di sfalcio o di raccolta dei prodotti, ecc.).

Organizzazione, aggregazione e classificazione dei dati

Una volta raccolte le informazioni attraverso le diverse modalità di rilevamento, i dati devono essere organizzati ed aggregati per consentirne l'interpretazione, l'analisi e l'elaborazione. In realtà come si è già detto queste due fasi generalmente non sono indipendenti l'una dall'altra in quanto l'aggregazione e la classificazione spesso dipendono dalla metodologia di raccolta adottata e viceversa. Ciononostante, nel complesso delle operazioni che comprendono il monitoraggio degli habitat, vanno distinti i momenti che riguardano le metodologie di rilevamento e raccolta dei dati ambientali, da quelli relativi alla classificazione, aggregazione e organizzazione dei dati prima delle elaborazioni. In questa seconda fase hanno particolare importanza le fonti dove possono essere ricavate le informazioni e quindi: le statistiche ufficiali, i dati amministrativi, le indagini e i progetti disponibili a cui riferirsi per ricavare queste informazioni, le classificazioni utilizzate o esistenti per i dati ambientali o gli habitat ed infine il primo livello di organizzazione dei dati, che prevede, prima di passare alla fase di elaborazione vera e propria, l'aggregazione delle variabili semplici in indici ed indicatori.

Statistiche ufficiali, dati amministrativi, indagini e progetti specifici

Le informazioni grezze o primarie dei dati ambientali raccolti sul campo, con sensori remoti o rilevamenti indiretti, vengono raggruppate ed elaborate per andare a costituire raccolte di dati di diversa natura che possono rappresentare sistemi di statistiche ufficiali, dati disponibili presso amministrazioni pubbliche, associazioni o organizzazioni o studi e indagini specifiche relative a progetti o programmi particolari realizzati *una tantum*.

In ambito nazionale le statistiche ufficiali di maggior interesse a questo riguardo sono quelle agricole, forestali e ambientali, tra cui anche i censimenti dell'agricoltura che vengono realizzati con cadenze decennali a partire dagli anni 60'. Attraverso queste statistiche è possibile ottenere delle informazioni sull'uso del suolo agricolo e forestale (numero di aziende agricole e superfici di tutte le coltivazioni agricole e forestali e numero di capi delle principali specie di animali domestici allevati), l'impiego di *input* o mezzi di produzione utilizzati per le coltivazioni e gli allevamenti.

Le statistiche ufficiali, i progetti o le indagini specifiche relative all'uso del suolo o alle caratteriste degli habitat vengono sempre più raccolte e analizzate, oltre che a livello nazionale, anche a scala europea o mondiale. A questo riguardo si può fare riferimento ad una serie di istituzioni internazionali (vedi tabella 6).Con il passare degli anni le informazioni relative agli habitat e ai paesaggi risultano sempre più da una combinazione di fonti e metodologie di raccolta dati derivanti da: rilevamenti di campo, foto aeree, immagini da

satellite, indagini statistiche, ecc. Nella tabella 6 distinguiamo innanzitutto le informazioni e i progetti a livello nazionale, europeo e mondiale. Le fonti nazionali principali sono rappresentate dai Censimenti Nazionali dell'Agricoltura prodotti dall'ISTAT, l'Annuario dell'Agricoltura Italiana (AAI) e la Rete d'Informazione Contabile (RICA) realizzati dall'INEA. L'ISTAT annualmente produce inoltre altre statistiche relative all'agricoltura, inerenti sia la produzione che la struttura delle aziende agricole. Il Ministero delle Politiche Agricole e Forestali ha anche prodotto l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio e gestisce il Sistema Informativo Agricolo Nazionale (SIAN), database riservato agli enti pubblici e di controllo per le attività nel settore agricolo. L'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT)[6], in collaborazione con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, gestisce e implementa il Sistema Informativo Nazionale Ambientale (SINA) e la Carta della Natura, che rappresentano raccolte di dati sul monitoraggio ambientale e sullo stato del territorio.

A livello europeo si possono distinguere diverse tipologie di raccolte dati. La prima comprende i progetti che hanno avuto come finalità la produzione di cartografia tematica relativa all'uso del suolo o a dati ambientali. Le informazioni contenute in queste mappe sono molto interessanti e di facile utilizzo essendo georeferenziate e compatibili con i principali *software GIS*. Certamente, essendo state prodotte per una fruizione a livello europeo e quindi a grande scala, devono essere utilizzate per progetti locali con le dovute precauzioni. La più conosciuta mappa di questo tipo è sicuramente il *Corine Land Cover* (CLC) nelle sue tre edizioni. Da queste carte ne sono derivate altre, basate principalmente sull'analisi delle differenze fra CLC90, CLC2000 e CLC2006, consultabili anche nel database cartografico TERRIS. Anche i dati LUCAS (*European Land Use/Cover Area Frame Statistical Survey*) ottenuti tramite osservazioni dirette "da vicino" sono stati utilizzati per integrare l'ultima versione del CLC. Il progetto TERUTI, realizzato in Francia dal 1982, attraverso un campionamento annuale diretto per determinare l'uso del suolo a livello nazionale, nel 2005 è confluito nel progetto LUCAS. Altre cartografie tematiche prodotte a livello europeo sono state LANMAP2 (mappa del paesaggio), PEENHAB (mappa degli habitat secondo l'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE), PELCOM (con le stesse finalità del CLC) e ALUMFE (mappa dell'agricoltura). Un tipo particolare di dati utilizzabili con i *software GIS* sono le raccolte IMAGE 2000 e 2006. Questi sono mosaici di immagini satellitari utilizzate nei rispettivi progetti CLC in parte consultabili liberamente. Esistono poi portali *web* per la consultazione di cartografia ambientale e agro-forestale, come l'*EUFOREST PORTAL* (specifico per il settore forestale), MARS-PAC *ImageServer* (per i controlli nel settore agricolo, ad accesso riservato), MARS-STAT *ImageServer* (dati sullo stato della vegetazione dal 1989) e SYNBIOSYS (per un'analisi dell'ambiente a livello di piante, tipi vegetazionali e paesaggio).

Nel settore ambientale si possono ottenere molte informazioni attraverso i progetti o i sistemi sviluppati direttamente o indirettamente dall'Unione Europea per la classificazione, il monitoraggio e l'individuazione degli habitat naturali. Questi dati in alcuni casi possono essere anche georeferenziati. Uno dei più conosciuti database ambientali è certamente il *Corine Biotopes*, un inventario dei maggiori siti di importanza ambientale; anche EUNIS è un database ambientale comprendente habitat, specie e siti a livello europeo mentre EEA MAPS & GRAPHS fornisce una raccolta di dati ambientali in formato cartografico o grafico.

Una raccolta dei singoli progetti di carattere ambientale divisi per paese si può trovare nel database SERIS. Altre informazioni si possono ottenere dalle iniziative proposte dall'Unione Europea per il monitoraggio ambientale e la conservazione della natura, come GMES, ELCAI, ENVIP Nature e SENSOR. L'Unione Europea ha inoltre recentemente deciso di sviluppare un unico *network* per i dati ambientali a livello comunitario (SEIS).

Esistono poi altre ricerche e progetti che hanno come oggetto l'agricoltura e lo sviluppo

[6]Ora Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

Tabella 6. Principali sistemi o progetti di raccolta e archiviazione delle informazioni relative agli habitat e alle variabili ambientali nazionali, europee ed internazionali.

SIGLA	LIVELLO	TIPO DI RILEV.	SISTEMA O PROGETTO	ANNO INIZIO	ANNO FINE	FREQUENZA RACCOLTA DATI	ORGANISMO DI RIFERIMENTO
AAI	ITA	RI	SIST.	1947		ANNUALE	INEA
RICA (FADN)	ITA	RI	SIST.	1984		ANNUALE	INEA
CENSAGR	ITA	RI	SIST.	1960		DECENNALE	ISTAT
SINA*	ITA	RV/RI	SIST.	1988		CONTINUA	MATTM/APAT
SIAN (IACS GIS - LPIS)*°	ITA	RV/IS	SIST.	1998		CONTINUA	MIPAF
INFC*	ITA	RV/FA	PROG.	2003	2005	UNICA	MIPAF
CDN*	ITA	RV/RI/IS	PROG.	1991		UNICA	APAT
CLC 90*	EU	IS	PROG.	1990	1990	UNICA	EEA/EU
CLC2000*	EU	IS	PROG.	2000	2000	UNICA	EEA/EU
CLC 2006*	EU	RV/IS	PROG.	2006	2006	UNICA	EEA/EU
CLC CH. 90-00*	EU	IS	PROG.	2000	2000	UNICA	EEA/EU
CLC CH. 00-06*	EU	RV/IS	PROG.	2006	2006	UNICA	EEA/EU
VQI*	EU	IS	PROG.	1996		UNICA	EAA/EU
LEAC	EU	IS	PROG.	2000	2000	UNICA	EEA/EU
LACOAST*	EU	IS	PROG.	1975	1990	UNICA	EEA/EU
TERRIS*	EU	RI	SIST.	2000		CONTINUA	EEA/EU
LUCAS*°	EU	RV/FA	PROG.	2001	2007	VARIABILE	EUROSTAT/EU
LANMAP2 (ELTM)*	EU	RI/IS	PROG.	2002	2007	UNICA	ALTERRA/EU
PEENHAB*	EU	RV/RI/IS	PROG.	2002	2005	UNICA	ALTERRA/EU
PELCOM*	EU	IS	PROG.	1999		UNICA	JRC/EU
ALUMFE*	EU	IS	PROG.	2000		UNICA	JRC/EU
IMAGE 2000*	EU	IS	SIST.	2000	2000	UNICA	JRC/EU
IMAGE 2006*	EU	IS	SIST.	2006	2006	UNICA	EEA/EU
EUROFOREST PORTAL*	EU	RI	SIST.	2006		CONTINUA	EFI/EU
MARS-PAC IMAGE SERVER*°	EU	IS	SIST.	1994		CONTINUA	JRC/EU
MARS-STAT IMAGE SERVER*	EU	IS	SIST.	1989		CONTINUA	JRC/EU
SYNBIOSYS*	EU	RV/RI/IS	SIST.	2006		CONTINUA	ALTERRA/EU
CORINE BIOTOPES DATABASE*	EU	RI	PROG.	1991		VARIABILE	EEA/EU
EUNIS*	EU	RI	SIST.	2005		CONTINUA	EEA/EU
EEA MAPS & GRAPHS	EU	RI	SIST.	2005		CONTINUA	EEA/EU
SERIS*	EU	RI	SIST.	1997		CONTINUA	EEA/EU
GMES*	EU	RI/IS	SIST.	2001		CONTINUA	EEA/EU
ELCAI*	EU	RI	PROG.	2003	2005	UNICA	LANDSC. E./EU
ENVIP NATURE*	EU	RI/IS	PROG.	2001		UNICA	JRC/EU
SENSOR*	EU	RI	PROG.	2004	2009	UNICA	ZALF/EU
SEIS*	EU	RI	SIST.	2008		CONTINUA	EEA/EU
RD	EU	RI	PROG.	2000		ANNUALE	ARD/EU
EURURALIS*	EU	RI	PROG.	2004		CONTINUA	ALTERRA/EU
FADN	EU	RI	SIST.	1984		ANNUALE	ARD/EU
CAPRI*	EU	RI	PROG.	1997	2007	TRIENNALE	JRC/EU
FSS	EU	RI	SIST.	1966		BIENNALE	EUROSTAT/EU
Agriculture (ESS)	EU	RI	PROG.	2005	2006	UNICA	EUROSTAT/EU
FS (ESS)	EU	RI	PROG.	1995	2005	UNICA	EUROSTAT/EU
NEFIS*	EU	IS	PROG.	2003	2005	UNICA	EFI/EU
ESLCR*	W	IS	PROG.	1999		UNICA	USGS
GLC 2000*	W	IS	PROG.	2000		UNICA	JRC/EU
DISCover*	W	IS	PROG.	1999		UNICA	USGS
OLSON GE*	W	IS	PROG.	1999		UNICA	USGS
USGS LU/LCS*	W	IS	PROG.	1999		UNICA	USGS
FAO FRA 2000*	W	IS	PROG.	2000		UNICA	FAO
VEGETATION PROGRAM*°	W	IS	PROG.	1998		CONTINUA	CNES

Legenda:*= dati georeferenziati, °= accesso riservato. LIVELLO: ITA= nazionale, EU= europeo, W= mondiale. TIPO DI RILEVAMENTO: RV= da vicino, FA= foto aeree, IS= immagini satellitari, RI= indiretti. ORGANIZZAZIONE DI RIFERIMENTO: INEA= Istituto Nazionale di Economia Agraria, ISTAT= Istituto Nazionale di Statistica, MATTM= Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, MIPAF= Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, APAT= Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici, EEA= *European Environment Agency*, EU= Unione Europea, JRC= *Joint Research Centre*, LANDSC.E= *Landscape Europe*, ZALF= *Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research*, ARD= *Agriculture and Rural Development European Union*, EFI= *European Forest Institute*, USGS= *United States Geological Survey*, FAO= *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, CNES= *Centre National d'Etudes Spatiales* (Francia).

Box 3. Definizioni e spiegazioni delle principali sigle richiamate nella Tabella 6.

SIGLA	DEFINIZIONE	NOTE
AAI	Annuario dell'Agricoltura Italiana	Analizza l'andamento del sistema agroalimentare
RICA (FADN)	Rete d'Informazione Contabile Agricola	Dati FADN a livello nazionale insieme al progetto REA
CENSAGR	Censimento generale dell'agricoltura	Censimento delle aziende agricole a livello nazionale
SINA	Sistema Informativo Nazion. Ambientale	Raccolta dei dati ambientali a livello nazionale
SIAN	Sistema Informativo Agricolo Nazionale	Database delle aziende agricole italiane
INFC	Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio	Studio della superficie boscata italiana. Segue l'inventario forestale del 1985
CDN	Carta della Natura	Identifica lo stato dell'ambiente naturale stimando il valore naturalistico e la vulnerabilità territoriale
CLC 90	Corine Land Cover 90	Fotointerpretazione immagini Landsat 5 TM e Spot
CLC2000	Corine Land Cover 2000	Fotointerpretazione dati Image 2000
CLC 2006	Corine Land Cover 2006	Fotointerpretazione dati Image 2006 e dati Lucas
CLC CH. 90-00	CLC changes database between 1990s and 2000	Evidenzia le differenze fra il CLC 1990 e 2000
CLC CH. 00-06	CLC changes database between 2000 and 2006	Evidenzia le differenze fra il CLC 2000 e 2006
VQI	Vegetation Quality Index	Indice basato su superficie coperta da vegetazione, protezione contro erosione e siccità, rischio di incendio
LEAC	Land cover accounts based on Corine land cover changes database	Mappe e grafici che evidenziano modifiche particolari dell'uso del suolo fra CLC del 1990 ex CLC del 2000
LACOAST	Changes of land cover types in a 10 km land strip from the coastline	Differenze nell'uso del suolo rilevate fra immagini satellitari del 1975 e CLC 1990 delle zone di costa
TERRIS	Terrestrial Environment Information System	Database di cartografia tematica dell'EIONET
LUCAS	Land Use/Cover Area Frame Statistical Survey	Rilievo diretto dell'uso e della copertura del suolo
LANMAP2 (ELTM)	Pan-European Landscape Database (European Landscape Typology and Map)	Mappa del territorio europeo in base al clima, all'uso del suolo, all'altitudine e alla geologia
PEENHAB	Mapping EU habitats to support the design and implementation of a pan-European ecol. network	Mappa degli habitat realizzata mediante l'utilizzo di CLC00, PELCOM, DEM, geologia e atlanti vegetazionali
PELCOM	Pan-European Land Cover Monitoring	Land cover database prodotto mediante l'utilizzo di immagini satellitari e altri dati secondari
ALUMFE	Agricultural Land Use Maps 2000 For Europe	Mappa del territorio europeo in base a CLC 2000, DEM, suolo e statistiche agricole
IMAGE 2000	Images produced from ETM+ Landsat 7	Immagini satellitari derivanti da Landsat 7
IMAGE 2006	Images produced from SPOT4 and IRS P6	Immagini satellitari derivanti da SPOT4 e IRS P6
EUROFOREST PORTAL	The European Forest Information Portal	Portale con database di cartografia tematica e di ricerche svolte sulle foreste a livello europeo
MARS-PAC I.S..	Image portal for the CwRS campaigns	Web-gis per i controlli PAC tramite immagini satellitari
MARS-STAT I.S.	Portal for remote sensing veg. state parameters	Web-gis contentente parametri di stato della vegetazione
SYNBIOSYS	Information system for the evaluation and management of biodiversity	GIS basato sull'analisi delle piante, dei tipi vegetazionali e del paesaggio
CORINE BIOTOPES DAT.	Inventory of major nature sites	Database dei siti con presenza di habitat di particolare importanza, aggiornato al 2000
EUNIS	European Nature Information System	Database su specie animali, habitat, siti natura 2000
EEA MAPS & GRAPHS	Maps and graphs EEA database	Dati ambientali in formato mappa o grafico
SERIS	State of the Environment Reporting Information Sys.	Catalogo delle ricerche sull'ambiente
GMES	Global Monitoring for Environment and Security	Sistema per l'utlizzo delle immagini satellitari nel monitoraggio dell'ambiente attraverso progetti specifici
ELCAI	European Landscape Caracter Area Initiative	Valutazione del territorio europeo utilizzando e integrando i progetti dei singoli stati
ENVIP NATURE	Landscape typology and indicators for nature protection	Utilizzo delle immagini satellitari per dividere gli habitat secondo la classificazione EUNIS
SENSOR	Tools for Environmental, Social and Economic Effects of Multifunctional Land Use	Studio degli effetti socio-economici legati all'uso del suolo e all'ambiente
SEIS	Shared Environmental Information System	Sistema unico per tutte le informazioni ambientali in UE
RD	Rural Development in the EU - Report	Informazioni e dati sul Piano di Sviluppo Rurale
EURURALIS	Discussing the future of rural Europe	Studio del sistema rurale europeo e ipotesi per il futuro
FADN	Farm Accountancy Data Network	Valuta il reddito aziendale e l'impatto della PAC
CAPRI	Common Agric. Policy Regionalised Impact	Analisi dell'impatto della PAC
FSS	Farm Structure Survey	Analizza le caratetteristiche dell'azienda agricola
Agriculture (ESS)	Agriculture - European Statistical System	Dati sull'agricoltura dei paesi dell'UE
FS (ESS)	Forestry Statistics - European Statistical System	Dati sui boschi e le foreste dei paesi dell'UE
NEFIS	Network for a European Forest Infor. Service	Database del sistema forestale europeo
ESLCR	Eurasia Seasonal Land Cover Regions	Land cover database a livello mondiale
GLC 2000	Global Land Cover 2000	Land cover database a livello mondiale
DISCover	IGBP-DIS Global 1 km Land Cover Data Set	Deriva dal progetto ESLCR
OLSON GE	Olson Global Ecosystems	Deriva dal progetto ESLCR
USGS LU/LCS	USGS Land Use/Land Cover System	Deriva dal progetto ESLCR
FAO FRA 2000	Global Forest Cover Map	Progetto paralellelo al DISCover per le foreste
VEGETATION PROGRAM	Earth observation sensor on board of the SPOT satellite	Immagini satellitari per lo studio dell'ambiente derivanti dal sensore VEGETATION su SPOT 5

rurale come il *Rural Development in the European Union Report*, EURURALIS, CAPRI, il *Farm Accountancy Data Network* (FADN), il *Farm Structure Survey* (FSS) e l'*Agricoltural and Forestry Statistics*, questi ultimi prodotti da EUROSTAT. Per il settore forestale è inoltre presente un network europeo, NEFIS. A livello mondiale esistono cartografie tematiche dalle quali ottenere dei dati ambientali, sviluppate dall'UE, dagli Stati Uniti e dalla FAO. Per utilizzare questi dati a livello locale bisogna avere particolari attenzioni, essendo stati prodotti per valutazioni a livello continentale. Fanno eccezioni quei dati ambientali disponibili per tutta la superficie del pianeta ma che possono raggiungere una buona definizione a livello locale. Ne sono un esempio le informazioni satellitari fornite dal sensore *Vegetation* su SPOT 4, che giornalmente invia dati sullo stato della vegetazione di ogni porzione del globo terrestre.

Per i dettagli di ogni singolo progetto o sistema di rilevamento dei dati ambientali si rimanda ai siti *web* specifici e alla Tabella 6.

Classificazione degli habitat, del paesaggio, delle coperture e degli usi del suolo

I metodi di classificazione degli habitat o dei paesaggi si differenziano a seconda della tipologia dei dati primari utilizzati. Le classificazioni più utilizzate sono conseguenti infatti al tipo di strumenti di rilevamento adottati: osservazioni dirette sul campo, indagini indirette delle statistiche ufficiali, dati provenienti dalle foto aeree o dalle immagini da satellite.

Molte delle classificazioni riportate in tabella 7 sono state prodotte durante lo sviluppo dei progetti e sistemi indicati nel paragrafo precedente. In generale si possono distinguere a seconda dell'elemento ambientale classificato: habitat, copertura del suolo (*land cover*), uso del suolo (*land use*) o paesaggio (*landscape*), anche se in alcuni casi questa distinzione non è cosi netta. Molto interessante è capire il processo di sviluppo della classificazione: per questo nella tabella 7 sono stati riportati i dati che vengono considerati per determinare l'assegnazione di un determinato elemento ambientale ad una classe.

Questi possono variare a seconda dell'elemento da classificare, dello scopo della classificazione e della metodologia utilizzata. In molti casi, soprattutto per classificare gli habitat, si ricorre a indagini "da vicino" sia tramite rilevamenti diretti che tramite ricerche bibliografiche, mentre per le altre tipologie di elementi da classificare (*land cover*, *land use* e *landscape*) si ricorre principalmente ad indagini "da lontano", utilizzando immagini satellitari, eventualmente integrate e perfezionate da rilievi di campo. Nella tabella 7 sono inoltre indicate le fonti dei dati impiegati per la definizione della classificazione. La suddivisione in classi è molte volte di tipo gerarchico, si individuano cioè diversi livelli di classificazione partendo da uno più generale fino ad arrivare a sottoclassi con molte categorie specifiche. Nella tabella è stato inoltre riportato il numero di classificazioni al livello inferiore. Questo dato ci da una misura del grado di accuratezza a cui vuole tendere la classificazione. Le ultime due colonne della tabella 7 mostrano l'anno in cui si è prodotta la classificazione e l'ente responsabile della realizzazione della stessa.

Per quanto riguarda gli habitat, le classificazioni di maggiore interesse sono quelle che derivano dall'Unione Europea e dalle normative da essa prodotta. E' il caso di Annex I, cioè la classificazione degli habitat indicata nell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat). Altre classificazioni di habitat prodotte direttamente o indirettamente dall'EU e collegate alla suddetta sono *Corine Biotopes*, *Phisis*, *Eunis* e *Biohab*. Rimandando alla tabella 7 per le classificazioni utilizzate nei progetti specifici di monitoraggio ambientale (per esempio le classificazioni usate per CLC, ESLCR, PELCOM, LUCAS) si possono segnalare i progetti CLUSTER e LCCS. Il primo concerne una classificazione di tipo gerarchio/statistico elaborata da Eurostat negli anni '90 per la classificazione dell'uso del suolo a partire da immagini satellitari. Il secondo è basato sul concetto che invece di identificare delle classi pre-definite è proficuo selezionare un gruppo di criteri di classificazione universalmente

validi in grado di identificare tali classi, detti "classificatori". Il numero di classificatori utilizzati determina il dettaglio della classificazione. Il frutto di questo progetto è un *software* che unisce l'uso del suolo ad altri dati scelti dall'utente, che vengono utilizzati come attributi diagnostici indipendenti per produrre una classificazione ad *hoc*.

Infine si sono riportati due esempi di classificazioni adottate a livello regionale (Emilia-Romagna e Lazio) realizzate nell'ambito di progetti per il rilevamento dell'uso del suolo. Tali iniziative, se da un lato indicano le capacità realizzative delle Amministrazioni regionali,

Tabella 7. Principali sistemi di classificazione dell'habitat utilizzati a livello nazionale, europeo ed internazionale.

SIGLA	ELEMENTO/ LIVELLO CLASSIFIC.	DATI UTILIZZATI	ORIGINE DEI DATI	TIPO RILEV.	LIVELLI DI CL.	N. CLASSI AL LIVELLO INFERIORE	ANNO	ENTE
ANNEX 1	Habitat(e)	Dati sulla biocenosi vegetale	Banche dati locali	I e V	3	198	1992	EU
CORINE BIOTOPES	Habitat(e)	Dati sulla biocenosi vegetale	Banche dati locali	I e V	4	Varie	1991	EAA/EU
PHISIS (Palearctic habitats)	Habitat(w)	Dati sulla biocenosi vegetale	I.U.C.N. bio-genetic reserve network system, banche dati locali	I e V	7	Varie	1996	Royal Belgian Institute of Natural Sciences
EUNIS	Habitat(e)	Dati sulla biocenosi vegetale	Banche dati locali	I e V	6	Varie	2004	EAA/EU
BIOHAB	Habitat(e)	Forme di vita vegetali presenti e ad altri dati locali	Banche dati locali	I e V	1	247	2006	ALTERRA EU
ESLCR	Land cover(w)	Immagini satellitari	NOAA-AVHRR	Lis	1	253	1999	USGS
OLSON GE	Land cover(w)	Immagini satellitari	NOAA-AVHRR	Lis	1	96	1999	USGS
DISCover	Land cover(w)	Immagini satellitari	NOAA-AVHRR	Lis	1	17	1999	USGS
FAO FRA 2000	Land cover(w)	Immagini satellitari	NOAA-AVHRR	Lis	1	6	2000	FAO
VQI	Land cover(e)	Superficie coperta da vegetazione, protezione contro erosione e siccità, rischio di incendio	CLC 1990	Lis	1	20	1996	EAA/EU
PELCOM	Land cover(e)	Immagini satellitari e altri dati secondari	NOAA-AVHRR, archivio MARS Project	Lis	1	16	1999	JRC/EU
GLC 2000	Land cover(w)	Immagini satellitari	VEGETATION-SPOT	Lis	1	25	2000	JRC/EU
CLC	Land cover(e)	Rilievi in campo e immagini satellitari	IMAGE2006 e LUCAS	V e Lis	3	44	2006	EEA/EU
ALUMFE	Land use(e)	Uso del suolo, pendenza, geologia, statistiche agricole	CLC2000, LUCAS, FSS	I e Lis	1	29	2000	JRC/EU
CLUSTER	Land use(e)	Immagini satellitari	Varie	Lis	4	66	1993	EUROSTAT EU
LCCS	Land cover(w)	Varie	Varie	I, V, Lis e Lfa	6	Varie	2000	FAO
USGS LU/LCS	Land use land cover(w)	Immagini satellitari	NOAA-AVHRR	Lis	1	24	1999	USGS
LUCAS	Land use land cover(e)	Rilievi in campo e immagini satellitari	SPOT-IRS	V e Lis	3/2	58/33	2006	EUROSTAT EU
LANMAP2	Landscape(e)	Dati su clima, uso del suolo, altitudine e geologia	University East of Anglia, USGS, European Soil Bureau, CORINE	V e Lis	4	350	2007	ALTERRA EU
CUS	Land use land cover(re)	Immagini satellitari e foto aeree	LANDSAT e Terraitaly	Lis e Lfa	4	72	2003	REGIONE LAZIO
Uso del Suolo 2003	Land use land cover(re)	Immagini satellitari	QUICKBIRD	Lis	4	80	2003	REGIONE EMILIA ROMAGNA

Legenda: LIVELLO CLASSIFICAZIONE: e= europea, w= mondiale, re= regionale. TIPO DI RILEVAMENTO: V: da vicino, Lfa: da lontanob con foto aeree,Lis: da lontano con immagini satellitari, I: indiretto. ENTE: EEA= *European Environment Agency*, EU= Unione Europea,JRC= *Joint Research Centre*, USGS= *United States Geological Survey*, FAO= *Food and Agriculture Organization of the United Nations*.

Box 4. Definizioni e spiegazioni delle principali sigle della Tabella 7.

SIGLA	DEFINIZIONE	NOTE
ANNEX 1	Allegato I della Direttiva Habitat (92/43/CEE)	Tipi di habitat di interesse comunitario la cui protezione richiede la designazione di aree speciali di conservazione (Rete Natura 2000)
CORINE BIOTOPES	A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation	Classificazione su base fitosociologica della vegetazione a cui si aggiungono altri elementi descrittivi importanti
PHISIS (Palearctic habitats)	System of habitat classification	Deriva e usa la medesima metodologia del CORINE biotopes
EUNIS	European Nature Information System	Classificazione utilizzata nel progetto EUNIS. Deriva e usa la medesima metodologia del CORINE biotopes
BIOHAB	A framework for the coordination of Biodiversity and Habitats	Classificazioni di elementi del territorio poligonali, lineari e puntuali
ESLCR	Eurasia Seasonal Land Cover Regions	Classificazione utilizzata nel progetto ESLCR. Seconda edizione aggiornata
OLSON GE	Olson Global Ecosystems	Classificazione utilizzata nel progetto OLSON GE
DISCover	IGBP-DIS Global 1 km Land Cover Data Set	Classificazione utilizzata nel progetto DIScover
FAO FRA 2000	Global Forest Cover Map	Classificazione utilizzata nel progetto FAO FRA 2000
VQI	Vegetation Quality Index	Classificazione utilizzata nel progetto VQI. Deriva da una elaborazione del CLC90
PELCOM	Pan-European Land Cover Monitoring	Classificazione utilizzata nel progetto PELCOM
GLC 2000	Global Land Cover 2000	Classificazione utilizzata nel progetto GLC 2000. Si basa sul LCCS
CLC	Corine Land Cover	Classificazione utilizzata nell'ambito del progetto CLC
ALUMFE	Agricultural Land Use Maps 2000 For Europe	Classificazione utilizzata nel progetto ALUMFE
CLUSTER	Classification for Land Use Statistics: Eurostat Remote Sensing Programme	Sistema di classificazione basato sulle immagini satellitari
LCCS	Land Cover Classification System	Software che consente classificazioni secondo i dati a disposizione dell'utente
USGS LU/LCS	USGS Land Use/Land Cover System	Classificazione utilizzata nel progetto USGS LU/LCS
LUCAS	European Land Use/Cover Area Frame Statistical Survey	Classificazione utilizzata nel progetto LUCAS. Classifica separatamente la copertura e l'uso del suolo
LANMAP2	European Landscape Classification	Classificazione utilizzata per la cartografia LANMAP2
CUS	Carta dell'Uso del Suolo del Lazio	Progetto svolto nell'ambito del CLC 2000
Uso del Suolo 2003	Carta dell'Uso del Suolo dell'Emila Romagna	Terza edizione aggiornata

dall'altro sottolineano la mancanza di uno studio della copertura e dell'uso del suolo coordinato e omogeneo a livello nazionale.

Per una trattazione più approfondita delle più importanti classificazioni prodotte si rimanda a specifica bibliografia (Gomarasca 2004).

Organizzazione dei dati: variabili, indici e indicatori

Prima di passare all'elaborazione e analisi dei dati, questi devono essere organizzati ed eventualmente aggregati nel modo più opportuno affinché sia possibile la fase successiva, cioè l'analisi. Quest'ultima è strettamente legata all'obiettivo dello studio da cui quindi dipende anche l'organizzazione dei dati stessi. A questo proposito le finalità del monitoraggio condizionano principalmente l'impostazione del lavoro. Negli studi di monitoraggio, come si è visto, assume particolare significato il confronto (spaziale o temporale) delle situazioni e quindi dei dati. La confrontabilità ed omogeneità degli stessi diventa pertanto un aspetto determinante.

Da quanto evidenziato nel paragrafo precedente gli studi di monitoraggio degli habitat e del paesaggio coinvolgono quasi sempre un'enormità di dati necessari per descrivere e definire una determinata situazione ambientale. Tale massa di informazioni o variabili per essere compresa, analizzata e confrontata spesso richiede una sintesi, un'aggregazione, una semplificazione e trasformazione dei dati grezzi in variabili più complesse, indici o indicatori. La necessità di valutare gli effetti delle politiche agricole e ambientali nei confronti della biodiversità, argomento così attuale e sviluppato recentemente, richiede spesso un grande sforzo di sintesi nella definizione delle caratteristiche degli habitat e del paesaggio. La definizione di adeguati indicatori di queste caratteristiche va proprio in questa direzione e i numerosi studi e liste di indicatori elaborati nei recenti anni da numerose organizzazioni

Tabella 8. Definizioni, sigle, formule e unità di misura dei principali indici della *landscape ecology*.

INDICE	FORMULA
Analisi delle patches	
Patches number (NP/NumP – Numero di patches) *Unità: - Range: ≥1* (1)(2)(3) Numero di patches nel territorio. Equivale a 1 quando il territorio è composto da una singola patch	N
Patches density (PD – Densità delle patches) *Unità: n/100 ha Range: >0* (1) Densità di patches nel territorio. In un'immagine raster il valore sarà massimo quando ad ogni cella corrisponderà una singola patch	$\frac{N}{A}(10.000)(100)$
Total edge (TE – Margine totale) *Unità: m Range: ≥0* (1)(2)(3) Somma delle lunghezze dei margini (perimetri) delle varie patches nel territorio. Equivale a 0 quando vi è una sola patch nel territorio e scelgo di non considerare il margine del territorio nell'analisi	E
Edge density (ED – Densità dei margini) *Unità: m/ha Range: ≥0* (1)(2)(3) Rapporto fra TE e la superficie del territorio. Serve per analizzare TE in territori di diversa estensione. Equivale a 0 quando vi è una sola patch nel territorio e scelgo di non considerare il margine del territorio nell'analisi	$\frac{E}{A}(10.000)$
Landscape shape index (LSI – Forma del territorio) *Unità: - Range: ≥1* (1)(3) Indice che aumenta con l'irregolarità del territorio e/o l'aumento dei margini. Equivale a 1 quando il territorio è composto da una singola patch quadrata	$\frac{E}{\min E}$
Largest patch index (LPI – Patch più grande) *Unità: % Range: 0-100* (1)(3) Percentuale di territorio occupata dalla patch più grande. Equivale a 100 quando il territorio è composto da una singola patch	$\frac{\max(a_{ij})}{A}(100)$
Area mean (AREA_MN/MPS – Area media) *Unità: ha Range: >0* (1)(2)(3) Media delle aree delle singole patches nel territorio	$\frac{\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}{N}$
Area-weighted mean (AREA_AM – Area media ponderata) *Unità: ha Range: >0* (1) Media ponderata delle aree delle singole patches nel territorio	$\sum_{j=1}^{n}\left[a_{ij}\cdot\left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}\right)\right]$
Rapporto fra perimetro e area delle patches	
Perimeter-area ratio (PARA/MPAR – Rapporto perimetro/area) *Unità: - Range: >0* (1)(2)(3) Rapporto fra il perimetro e l'area della singola patch. Si esprime come media del valore per tutte le patches del territorio (PARA_MN). L'indice risente della grandezza della patch: rimanendo la forma costante all'aumentare della superficie il valore dell'indice diminuisce	$\frac{p_{ij}}{a_{ij}}$
Shape index (SHAPE/MSI - Indice di forma o di Patton) *Unità: - Range: ≥1* (1)(2)(3) Rapporto fra il perimetro di una singola patch e il minimo perimetro possibile di una patch avente la stessa area. Si esprime come media del valore per tutte le patches del territorio (SHAPE_MN). Si avvicina a 1 con patches di forma quadrata o circolare e aumenta in modo indefinito all'aumentare dell'irregolarità delle patches. Corregge il problema legato alla superficie di PARA/MPAR	$\frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$
Area-weighted mean shape index (SHAPE/AWMSI – Media ponderata dell'ind. di forma) *Unità: - Range: ≥1* (1)(3) Rapporto fra il perimetro di una singola patch e il minimo perimetro possibile di una patch avente la stessa area. Si esprime come media ponderata del valore per tutte le patches del territorio (SHAPE_AM). Si avvicina a 1 con patches di forma quadrata o circolare e aumenta in modo indefinito all'aumentare dell'irregolarità delle patches. Corregge il problema legato alla superficie di PARA/MPAR	
Perimeter-area fractal dimension/Double log fractal dimension (PAFRAC/DLFD – Dimensione frattale) *Unità: - Range: 1-2* (1)(3) Indice ottenuto costruendo la retta di regressione fra il log. del perimetro e il log. dell'area delle patches presenti nel territorio. Si avvicina a 1 con patches di forma quadrata o circolare, mentre si avvicina a 2 con forme complesse. Non può essere utilizzato con numeri piccoli di patches (< 10) in quanto produce valori errati. In questi casi si utilizza il FRAC/MPFD	$\frac{\left[N\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}(\ln p_{ij}\ln a_{ij})\right]-\left[\left(\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}(\ln p_{ij})(\ln a_{ij})\right)\right]^2}{\left(N\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\ln p_{ij}^2\right)-\left(\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\ln p_{ij}\right)^2}$
Fractal dimension index/Mean Patch Fractal Dimension (FRAC/MPFD – Dimensione frattale media) *Unità: - Range: 1-2* (1)(2)(3) Rapporto fra il logaritmo del perimetro e il logaritmo dell'area della patch, moltiplicato 2. Si esprime come media del valore per tutte le patches del territorio (FRAC_MN). Si avvicina a 1 con patches di forma quadrata o circolare, mentre si avvicina a 2 con forme complesse	$2\frac{\ln(.25p_{ij})}{\ln a_{ij}}$
Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension (FRAC/AWMPFD – Media ponderata della dimensione frattale) *Unità: - Range: 1-2* (1)(2)(3) Rapporto fra il logaritmo del perimetro e il logaritmo dell'area della patch, moltiplicato 2. Si esprime come media ponderata del valore per tutte le patches del territorio (FRAC_AM). Si avvicina a 1 con patches di forma quadrata o circolare, mentre si avvicina a 2 con forme complesse	

Legenda: N = numero totale di patches nel territorio; A = area totale; E = lunghezza totale dei margini nel territorio; min E = minima lunghezza totale possibile dei margini nel territorio; p_{ij} = perimetro della patch ij; min p_{ij} = minimo perimetro possibile della patch ij; a_{ij} = area della patch ij ; (1) Indice ottenibile tramite il software FRAGSTAT 3.3; (2) Indice ottenibile tramite l'estensione PATCH ANALYST 3.12 per il software Arc View 3.x; (3) Indice ottenibile tramite l'estensione PATCH ANALYST 4 per il software Arc Gis 9.x.

Tabella 8. Continua.

INDICE	FORMULA
Core Area	
Total Core Area (TCA – Core Area Totale) *Unità: ha Range: ≥0* (1)(3) Somma delle superfici delle Core Area presenti nel territorio. Equivale a 0 quando ogni patch risente completamente dell'effetto del margine. Si avvicina alla superficie totale del territorio quando l'effetto del margine in ogni patch diminuisce e la forma delle stesse patches si semplifica	$\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} a_{ij}^{c}\left(\frac{1}{10.000}\right)$
Total Core Area Index (TCA – Indice della Core Area Totale) *Unità: - Range: 0-1* (2)(3) Rapporto fra TCA e la superficie totale del territorio. E' pari a 0 quando TCA è uguale a 0, e si avvicina a 1 quando l'effetto del margine in ogni patch diminuisce e la forma delle stesse patches si semplifica	$\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} a_{ij}^{c}\left(\frac{1}{10.000}\right)}{A}$
Number of disjunct Core Areas (NDCA/NCA - Numero di Core Area disgiunte) *Unità: - Range: ≥0* (1)(3) Numero delle singole Core Area presenti nel territorio, si contano anche se ve ne sono più di una per patch. Equivale a 0 quando TCA è uguale a zero. E' maggiore o uguale a 1 quando vi è almeno una Core Area nel territorio	$\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} n_{ij}^{c}$
Disjunct Core Area Density (DCAD/CAD – Densità di Core Area disgiunte) *Unità: n/100 ha Range: ≥0* (1)(2)(3) Densità di singole Core Area nel territorio. DCAD equivale a 0 quando TCA è uguale a zero. E' maggiore di 0 quando vi è almeno una Core Area nel territorio	$\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} n_{ij}^{c}}{A}(10.000)(100)$
Core Area Mean (CORE_MN/MCA1 – Core Area media per patch) *Unità: ha Range: ≥0* (1)(3) Superficie media della Core Area in ogni patch. Equivale a 0 quando TCA è uguale a zero. E' maggiore di 0 quando vi è almeno una Core Area nel territorio. Se vi sono più Core Area in una patch viene comunque considerata la superficie di esse in maniera complessiva e le patches prive di Core Area vengono conteggiate	$\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} a_{ij}^{c}\left(\frac{1}{10.000}\right)}{N}$
Disjunct Core Area Mean (DCORE_MN/MCA – Media di Core Area disgiunte) *Unità: ha Range: ≥0* (1)(2)(3) Superficie media delle singole Core Area nel territorio. Equivale a 0 quando TCA è uguale a zero. E' maggiore di 0 quando vi è almeno una Core Area nel territorio. Se vi sono più Core Area in una patch vengono considerate singolarmente	$\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} a_{ij}^{c}\left(\frac{1}{10.000}\right)}{n_{ij}^{c}}$
Core Area Index (CAI/MCAI – Indice della Core Area) *Unità: % Range: 0-100* (1)(3) Percentuale di superficie della patch compresa nella Core Area. Si esprime come media del valore per ogni singola patch del territorio (CAI_MN). Equivale a 0 quando TCA è uguale a zero, si avvicina a 100 quando la Core Area occupa quasi completamente ogni singola patch	$\frac{a_{ij}^{c}}{a_{ij}}(100)$
Analisi del contrasto del margine	
Total edge contrast index (TECI - Indice di contrasto margine totale) *Unità:% Range: 0-100* (1) Somma dei segmenti costituenti il perimetro delle patch nel territorio moltiplicati per il proprio parametro di contrasto (*contrast weight*), divisa per il margine totale del territorio. E' pari a 0 se il territorio è composto da una sola patch e non considero i margini, se vi sono solo patches dello stesso tipo o se il parametro di contrasto scelto fra tipologie di patches adiacenti presenti è 0	$\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{k=i+1}^{m} e_{ik}d_{ik}}{TE}(100)$
Edge Contrast Index (ECON - Indice di contrasto del margine) *Unità: % Range: 0-100* (1) Somma dei segmenti costituenti il perimetro della patch moltiplicati per il proprio parametro di contrasto (*contrast weight*), divisa per il perimetro della patch. Si esprime come media del valore per tutte le patches del territorio (ECON_MN). E' pari a 0 se il territorio è composto da una sola patch e non considero i margini, se vi sono solo patches dello stesso tipo o se il parametro di contrasto scelto fra tipologie di patches adiacenti presenti è 0	$\frac{\sum_{k=1}^{m} p_{ijk}d_{ik}}{p_{ij}}(100)$
Contrast-Weighted Edge Density (CWED - Valore del margine) *Unità: m/ha Range: ≥0* (1)(2)(3) Somma dei segmenti costituenti il perimetro delle patch moltiplicati per il proprio parametro di contrasto (*contrast weight*), divisa per la superficie totale del territorio. E' pari a 0 se il territorio è composto da una sola patch e non considero i margini, se vi sono solo patches dello stesso tipo o se il parametro di contrasto scelto fra tipologie di patches adiacenti presenti è 0	$\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{k=i+1}^{n} e_{ik}d_{ik}}{A}(10.000)$

Legenda: a_{ij}^{c} = core area disgiunta nella patch ij; n_{ij}^{c} = numero di core area disgiunte nella patch ij; e_{ik} = lunghezza totale nel territorio del margine fra le patches di tipologia i e k; d_{ik} = parametro di contrasto fra le patches di tipologia i e k; p_{ijk} = lunghezza del margine dalla patch ij adiacente alla patch di tipologia k.

Tabella 8. Continua.

INDICE	FORMULA
Connettività	
Connectivity Index (γ - Indice di connettività) *Unità: - Range: >0* Rapporto fra i legami di una rete e il numero massimo possibile di legami per quella rete. Valori prossimi allo 0 denotano una scarsa presenza di connessione fra gli elementi della rete	$\frac{L}{L_{max}}$
Circuitry Index (α - Indice di circuitazione) *Unità: - Range: >0* Rapporto fra i circuiti di una rete e il numero massimo possibile di circuiti per quella rete. Valori prossimi allo 0 denotano una scarsa presenza di circuitazione fra gli elementi della rete	$\frac{C}{C_{max}}$
Unlinked Nodes Index (V – Percentuale di nodi liberi) *Unità: % Range: 0-100* Rapporto fra i nodi di una rete non connessi e il numero totale di nodi nella rete, espresso in percentuale. A parità di corridoi ecologici e di ecotipi connessi, l'entità dei nodi liberi risulta inversamente proporzionale all'entità della popolazione supportata	$\frac{V_u}{V}(100)$
Connectance Index (CONNECT – Indice di connettività) *Unità: % Range: 0-100* (1) Rapporto fra il numero di collegamenti funzionali fra patches dello stesso tipo ad una distanza specifica (*threshold distance*) e il numero totale di collegamenti funzionali possibili fra patches dello stesso tipo. E' pari a 0 quando vi è una sola patch, o vi sono patches tutte di tipo diverso o non vi sono patches "connesse" all'interno della distanza specifica	$\left[\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} co_{ijk}}{\sum_{i=1}^{m}\left(\frac{n_i(n_i-1)}{2}\right)}\right](100)$
Distribuzione spaziale	
Index of Dispersion (I - Indice di dispersione) *Unità: - Range: >0* Si basa sul campionamento dell'oggetto più vicino e utilizza il rapporto fra la somma quadratica delle distanze e il quadrato della somma delle distanze. Assume valori vicini a 2 per distribuzioni casuali, inferiori a 2 per distribuzioni uniformi e maggiori di 2 per distribuzioni aggregate	$(Nc+1)\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(x_i^2\right)^2}{\left[\sum_{i=1}^{n}\left(x_i^2\right)\right]^2}$
Index of Dispersion (ID - Indice di dispersione) *Unità: - Range: >0* Rapporto fra la varianza e la media di presenza di un oggetto in diversi campionamenti spaziali. Assume valori vicini a 1 per distribuzioni casuali, inferiori a 1 per distribuzioni uniformi e maggiori di 1 per distribuzioni aggregate	$\frac{s^2}{me}$
Green's Index (GI - Indice di aggregazione di Green) *Unità: - Range: 0-1* Assume valori vicino a zero per distribuzioni casuali e vicini ad 1 per aggregazioni massime	$\frac{\frac{s^2}{me}-1}{ne-1}$
Contagion Index (CONTAG – Indice di contagiosità) *Unità: % Range: 0-100* (1) E' un indice che misura l'aggregazione e l'interspersione delle varie tipol. di patches sotto forma di rapporto fra la situazione osservata e la massima aggregazione e interspersione possibile per il numero di tipol. presenti. Si avvicina a 0 quando ogni tipol. è disaggregata ed equamente posizionata rispetto alle altre. Si avvicina a 100 quando ogni tipol. è completamente aggregata rispetto alle altre e vi è la minima interspersione possibile	$\left\{1+\frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{k=1}^{m}\left[(P_i)\left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^{m} g_{ik}}\right)\right]\left[\ln(P_i)\left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^{m} g_{ik}}\right)\right]}{2\ln(m)}\right\}(100)$
Aggregation Index (AI – Indice di aggregazione) *Unità: % Range: 0-100* (1) E' un indice che misura l'aggregazione delle varie tipologie di patches sotto forma di rapporto fra la situazione osservata e la massima aggregazione possibile per il numero di tipologie presenti. Si avvicina a 0 quando ogni tipologia è disaggregata; si avvicina a 100 quando ogni tipologia è completamente aggregata rispetto alle altre	$\sum_{i=1}^{m}\left[\left(\frac{g_{ik}}{g_{ik}\rightarrow\max}\right)(P_i)\right](100)$
Interspersion and Juxtaposition Index (IJI – Indice di intersper. e giustapp.) *Unità: % Range: 0-100*(1)(2)(3) E' un indice che misura l'interspersione (*salt and pepper mixture*) delle varie tipologie di patches sotto forma di rapporto fra la situazione osservata e la massima interspersione possibile per il numero di tipologie presenti. Si avvicina a 0 quando non vi è una uniformità nella distribuzione delle tipologie, si avvicina a 100 con la massima interspersione possibile	$\frac{-\sum_{i=1}^{m}\sum_{k=i+1}^{m}\left[\left(\frac{e_{ik}}{E}\right)\ln\left(\frac{e_{ik}}{E}\right)\right]}{\ln[0.5m(m-1)]}(100)$
Landscape Division Index (DIVISION – Indice di divisione del territorio) *Unità: - Range: 0-1* (1) Deriva dal rapporto fra la somma delle singole patches del territorio e l'area totale. Equivale a 0 quando vi è una singola patch nel territorio; si avvicina ad 1 con un territorio massimamente suddiviso in diverse patches	$-\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left[\left(\frac{a_{ij}}{A}\right)\right]$
Proximity Index (PROX/MPI - Indice di prossimità) *Unità: - Range: ≥0* (1)(2)(3) Misura le patches appartenenti ad una stessa tipologia presenti in un raggio dato. Si esprime come media del valore per tutte le patches del territorio (PROX_MN). Equivale a 0 quando nella distanza specificata non vi sono patches della stessa tipologia, aumenta all'aumentare del numero di patches della stessa tipologia, della loro vicinanza e della loro contiguità	$\sum_{s=1}^{n}\frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$

L = numero di legami nella rete; L_{max}= numero massimo di legami nella rete; C = numero di circuiti nella rete; C_{max}= numero massimo di circuiti nella rete; V_u = numero di nodi liberi nella rete; V = numero di nodi nella rete; co_{ijk} = collegamenti fra la patch j e la patch k della stessa tipologia ad una distanza specifica; n_i = numero di patches nel territorio di tipologia i; x_i = distanza dall'oggetto più vicino; Nc= numero di campionamenti; s^2= varianza; me= media; ne= numero elementi; P_i= proporzione del territorio occupata dalla tipologia di patch i; g_{ik} = numero di adiacenze fra le tipologie di patches i e k; m= numero di tipologie di patches presenti nel territorio; a_{ijs}= area della patch ijs appartenete alla tipologia ij all'interno del raggio dato; h_{ijs}= distanza fra patch di tipologia ij all'interno del raggio dato.

Tabella 8. Continua.

Diversità	
Patch Richness (PR – Ricchezza di patches) *Unità: - Range: ≥1* (1)(3) Numero di diverse tipologie di patches nel territorio	m_t
Patch Richness Density (PRD – Densità di ricchezza di patches) *Unità: n/100 ha Range: >0* (1)(3) Numero di diverse tipologie di patches rapportato alla superficie del territorio	$\frac{m_t}{A}(10.000)(100)$
Shannon's Diversity Index (SHDI/SDI– Indice di diversità di Shannon) *Unità: - Range: ≥0* (1)(2)(3) Equivale a 0 quando nel territorio vi è una sola tipologia di patch (nessuna diversità); incrementa all'aumentare delle tipologie e/o all'aumentare della parità fra le superfici occupate dalle diverse tipologie di patches	$-\sum_{i=1}^{m}(P_i \ln P_i)$
Simpson's Diversity Index (SIDI - Indice di diversità di Simpson) *Unità: - Range: 0-1* (1) Equivale a 0 quando nel territorio vi è una sola tipologia di patch (nessuna diversità); incrementa all'aumentare delle tipologie e all'aumentare della parità fra le superfici occupate dalle diverse tipologie di patches. E' meno sensibile del SHDI alla presenza di tipologie rare di patches	$1-\sum_{i=1}^{m}P_i^2$
Modified Simpson's Diversity Index (MSIDI - Indice di diversità di Simpson) *Unità: - Range: ≥0* (1)(3) Equivale a 0 quando nel territorio vi è una sola tipologia di patch (nessuna diversità); incrementa all'aumentare delle tipologie e all'aumentare della parità fra le superfici occupate dalle diverse tipologie di patches	$-\ln\sum_{i=1}^{m}P_i^2$
Shannon's Evenness Index (SHEI/SEI – Indice di uniformità di Shannon o di equipartizione) *Unità: - Range: 0-1* (1)(2)(3) Si avvicina a 0 quando nel territorio prevale una sola tipologia di patches sulle altre a livello di superficie occupata; si avvicina a 1 all'aumentare della uniformità delle superfici occupate dalle diverse tipologie di patches (massima uniformità)	$\frac{-\sum_{i=1}^{m}(P_i \ln P_i)}{\ln m_t}$
Simpson's Evenness Index (SIEI - Indice di uniformità di Simpson) *Unità: - Range: 0-1* (1)(3) Si avvicina a 0 quando nel territorio prevale una sola tipologia di patches sulle altre a livello di superficie occupata; si avvicina a 1 all'aumentare della uniformità delle superfici occupate dalle diverse tipologie di patches (massima uniformità)	$\frac{1-\sum_{i=1}^{m}P_i^2}{1-\left(\frac{1}{m_t}\right)}$
Modified Simpson's Evenness Index (MSIEI - Indice di uniformità di Simpson modificato) *Unità: - Range: 0-1* (1)(3) Si avvicina a 0 quando nel territorio prevale una sola tipologia di patches sulle altre a livello di superficie occupata; si avvicina a 1 all'aumentare della uniformità delle superfici occupate dalle diverse tipologie di patches (massima uniformità)	$\frac{-\ln\sum_{i=1}^{m}P_i^2}{\ln m_t}$
Naturalità e conservazione	
Landscape Conservation Index (LCI - Indice di conservazione del paesaggio) *Unità: - Range: 0-1* Partendo dalla suddivisione del paesaggio in tipi di habitat a naturalità crescente si ottiene un indice indicativo dello stato di conservazione. Si avvicina ad 1 con territori ad alta naturalità, si avvicina a 0 con territori ad alta artificialità	$1-\frac{A_c}{A_{c\max}}$
Biological Territorial Capacity (BTC–Capacità biologica territor.) *Unità:Mcal/m2/anno Range: >0* Consente di valutare il livello di complessità biologica di una unità ecosistemica partendo dai dati relativi a biomassa, respirazione e produzione primaria lorda. E' correlato in maniera proporzionale alla stabilità ecologica di una unità ecosistemica: ad alti livelli di BTC corrispondono maggiori attitudini a resistere alle perturbazioni esterne	$\frac{1}{2}(ab_i + bb_i)R$

Legenda: m_t= numero di tipologie di patches nel territorio; P_i= proporzione del territorio occupata dalla tipologia di patch i; A_c= indice di artificialità di un determinato territorio; A_{cmax}= artificialità massima di un determinato territorio; ab_i= rapporto fra la respirazione e la produzione primaria lorda di un ecosistema e il massimo valore possibile del medesimo rapporto; bb_i= rapporto fra il rateo di mantenimento della struttura minimo possibile di un ecosistema e il valore reale calcolato per il medesimo ecosistema.

ed istituzioni nazionali ed internazionali intendono assolvere questo compito[7].

Grosso modo, nella fase iniziale possiamo distinguere due grandi categorie di variabili ambientali, quelle espresse solo come superfici (Ettari, Kmq o mq) di una determinata categoria di habitat, unità di paesaggio, o coltura agraria e quelle espresse come oggetti ben identificati (geo-referenziati o geo-codificati) di habitat/paesaggio a cui si può attribuire una numerosità, una superficie, un perimetro, una forma, ecc.

I sistemi di classificazione, evidenziati nel paragrafo precedente, individuano diversi livelli di aggregazione delle variabili di superficie. Ogni livello di aggregazione ha un significato particolare e di questi ne esistono molti aggiuntivi rispetto a quelli delle statistiche ufficiali. Così oltre ai seminativi (*arable land*) esistono altri raggruppamenti a livelli inferiori, come ad esempio: i cereali, le foraggere, le colture proteoleaginose, ecc. oppure le leguminose, le graminacee, le crucifere, ecc. le colture sarchiate, industriali, da seme, ecc. le colture a semina primaverile, estiva, autunno-vernina, ecc. ma anche raggruppamenti più grandi, come ad esempio: le colture erbacee e arboree, le coltivazioni agricole (SAU) e agricolo-forestali (SAF), la superficie antropizzata, semi-naturale e naturale, ecc. Questo tipo di aggregazioni vengono utilizzate soprattutto per i dati relativi alle superfici e in qualche caso anche per gli oggetti geo-referenziati. Per questi ultimi, le aggregazioni possono essere fatte dalle carte di copertura e uso del suolo provenienti dalle elaborazioni delle foto aeree e immagini satellitari. In questo caso le categorie relative agli ambienti agro-forestali sono decisamente inferiori (coltivazioni agricole erbacee, arboree, miste da una parte e bosco e cespuglietti dall'altra), mentre numerosi possono essere gli indici ricavabili dalle informazioni elementari (numero, area, perimetro) relative agli oggetti o *patches*.

Le *patches* possono essere definite come gli elementi di base della struttura del paesaggio e spesso rappresentano tipi di habitat che, avendo diversa composizione e struttura, condizionano le funzioni dell'ecosistema attraverso la loro distribuzione spaziale. Le variazioni di configurazione e composizione degli elementi del paesaggio possono indicare, se correttamente interpretate, l'evoluzione dell'ecosistema in quanto la struttura del paesaggio influenza ed è influenzata dai processi che modellano il territorio (Forman e Godron, 1986). Per descrivere quantitativamente la struttura spaziale del paesaggio si sono sviluppati numerosi indici *(landscape metrics*). Tra questi in particolare si possono distinguere gli indici utilizzati per l'analisi delle singole *patch*es che compongono il paesaggio, per l'analisi della loro forma, dell'ecotono, della distribuzione spaziale delle *patch*es, della diversità e della naturalità e conservazione del territorio. All'interno di queste categorie esiste una vastissima possibilità di scelta, ma molti degli indici proposti sono correlati tra loro, misurando aspetti simili o identici del mosaico del paesaggio. In molti casi inoltre diversi indici possono essere ridondanti non perché misurano lo stesso aspetto ma perché, per il particolare paesaggio studiato, diversi elementi della struttura sono tra loro correlati e dipendenti. Ritters et al. *(*1995), ad esempio, hanno verificato come poche metriche possano catturare i principali aspetti di variabilità di un territorio individuando cinque indici confrontabili e poco ridondanti; tali indici non si possono però considerare essenziali ed esclusivi poiché la scelta di quale utilizzare in uno studio fra tutti quelli proposti deve riflettere esplicitamente alcune ipotesi specifiche riguardo il paesaggio osservato ed i processi che lo determinano. Un elenco e descrizione degli indici individuati è riportata nella tabella 8.

Lo sviluppo dei *software GIS* ha determinato nuove potenzialità nello studio del paesaggio (ESRI 1996). In particolare sono state prodotte, o come estensione dei *software* esistenti (Elkie et. al. 1999), o come programmi a se stanti (MacGarigal e Marks 1995), delle applicazioni per il calcolo di indici relativi al territorio (*landscape metrics*). L'utilizzo di tali indici per lo studio dell'ecologia del paesaggio (*landscape ecology*) è ormai una pratica consolidata (Forman e Godron 1986, Ritters et al. 1995, Fjellstad et al. 2001, Forman 1995). Gli indici vengono

[7] Per un approfondimento della problematica degli indicatori si veda il capitolo 1.

utilizzati sia per analizzare un determinato territorio e eventualmente confrontarlo con un altro, sia per studiarne l'evoluzione mediante serie storiche ed evidenziarne i mutamenti (Genghini e Bonaviri 2005). Nel corso degli anni si è inoltre introdotta questa metodologia di analisi anche per quanto riguarda gli habitat, le preferenze ambientali e gli *home range* della fauna selvatica (Jiménez-García et al. 2006, Anderson e Gutzwiller 1994, Fearer e Stauffer 2004, Said e Servanty 2005, McGarigal e McComb 1995, Kie et al. 2001). In generale si può affermare che il modo con cui è organizzato spazialmente il territorio agricolo (e forestale) in termini di numero e dimensione degli appezzamenti, di variabilità colturale (policoltura o monocoltura), di presenza di aree di rifugio (filari, siepi, boschetti, ecc.) influenza la consistenza e il tipo di fauna selvatica (Genghini e Bonaviri 2005). L'utilizzo di questi indici risulta importante e costituisce una variabile ambientale che troppo spesso viene esclusa nelle analisi sulle relazioni fra ambiente e fauna selvatica. Nella tabella 8 si è cercato di raggruppare gli indici secondo categorie più o meno omogenee[8].

Il primo gruppo riunisce metriche che analizzano le singole *patches* componenti del paesaggio: il numero delle *patches* (NP), la loro densità (PD), la percentuale di territorio occupata dalla *patch* più grande (LPI) e l'area media delle stesse (AREA). Questi sono indici di facile comprensione che possono descrivere efficacemente la composizione del paesaggio. Dal punto di vista ecologico è da sottolineare l'importanza degli indici legati al perimetro delle *patch*es e cioè al loro margine (*edge*), inteso come misura del valore ecotonale espresso da un territorio sia in valore assoluto (TE), sia in valore relativo alla superficie (ED), sia nel valore minimo possibile (LSI).

Il secondo gruppo di indici riguarda il rapporto fra perimetro e area delle singole *patch*es (dimensione frattale) che rappresenta una misura della complessità del paesaggio. Il rapporto fra la forma e la superficie delle *patch*es può influenzare numerosi processi ecologici. La scelta dell'indice da utilizzare fra quelli elencati (PARA, SHAPE, PAFRAC e FRAC) deve essere fatta sulla base dei dati a disposizione e dello studio che si vuole realizzare.

Il terzo gruppo di indici riguarda la *Core area*. Questa può essere definita come l'area all'interno di una *patch* che non risente dell'effetto margine. Essa varia con la profondità dell'effetto margine (*edge depth distance*), che a sua volta è in relazione sia agli elementi naturali o artificiali che compongono la *patch* (maggiore o minore capacità di filtro fra il fuori e il dentro), sia alla specie animale o vegetale che si trova all'interno della *patch* e che vogliamo studiare (maggiore o minore capacità di risposta agli elementi/processi presenti oltre il margine della *patch*). Per esempio se si vuole studiare la preferenza ambientale di una specie selvatica, indipendentemente da altri fattori, è più corretto usare l'indice della *Core area* e non l'area totale del territorio nel caso si ravvisino spostamenti dell'animale dovuti a disturbi da parte di predatori in vicinanza dei margini delle *patch*es o a lavorazioni agronomiche a carattere intensivo fatte su *patch*es confinanti quella di studio. L'estensione della *Core area* dipende anche dalla forma della *patch*: forme più complesse (con maggiore margine), a parità di profondità dell'effetto margine e di superficie della *patch*, porteranno ad un restringimento della *Core area*. Per il calcolo delle *Core area* bisogna indicare la profondità dell'effetto del margine. Questa dovrà essere scelta sulla base di ricerche e osservazioni sul campo, a valutazioni soggettive o alla bibliografia esistente. Il quarto gruppo di indici comprende quelli che analizzano il contrasto del margine (*edge contrast*). Questa misura rappresenta la differenza fra *patch*es adiacenti di diverse tipologie rispetto ad uno o più fattori ecologici. Anche questo indice, come la *Core area*, non rappresenta un valore assoluto, ma è in relazione sia alle caratteristiche qualitative delle *patch*es (elementi naturali o artificiali che le compongono), sia alle specie animali o vegetali che si intendono studiare all'interno delle *patch*es adiacenti. Ad ogni combinazione di tipologie di *patch*es presenti nel paesaggio andrà attribuito un proprio parametro di contrasto (*contrast weight*), variabile fra 0 (contrasto

[8]La descrizione degli indici riportati nella tabella 8 deriva dai manuali di utilizzo dei *software* impiegati per calcolarli (MacGarigal e Marks 1995, Elkie et. al. 1999) e dalle integrazioni derivanti dalle indagini bibliografiche..

nullo) ad 1 (contrasto alto), in base a ricerche e osservazioni di campo, a valutazioni soggettive o alla bibliografia esistente (Fearer e Stauffer 2004). Per quanto riguarda la fauna selvatica, certi studi hanno dimostrato che alcune specie preferiscono alti indici di contrasto, mentre altre preferiscono un territorio con scarso contrasto fra le *patch*es.

Il quinto gruppo di indici (descritti da Forman e Godron 1986) stima la connettività e la circuitazione degli ecotopi "naturali" presenti nella rete costituita dai c.d. "nodi" e "legami". Tali indici sono direttamente correlati alla possibilità di sopravvivenza della fauna e della flora. Il limite di questi indici è di non avere un significato ecologico proprio e di non tenere conto delle qualità (strutturali e compositive) degli ecotopi, possono però empiricamente fornire indicazioni sull'aumento degli scambi funzionali all'interno di in un paesaggio (Forman 1995). Un esempio di utilizzo di questi indici per lo studio della fauna selvatica è stato fornito nel 2005 da R. Keys e C. Walker presso il Pierce Cedar Creek Institute del Michigan (U.S.) attraverso le formule descritte da Forman nel 1995. Un ulteriore indice (*unlinked nodes index*) di questo gruppo è quello definito da Anderson e Danielson nel 1997, mentre un secondo indice di connettività (CONNECT) si basa sulla presenza di collegamenti funzionali fra *patch*es della stessa tipologia ad un distanza specifica (*threshold distance).*

Il sesto gruppo di indici riguarda la distribuzione spaziale. Nella tabella 8 vengono elencati tre indici di dispersione: il primo (I) è stato proposto da Johnson e Zimmer nel 1985, il secondo (ID) da Ludwig e Reynolds nel 1988, il terzo (GI) da Green nel 1966. Questi rappresentano indici generali, validi per qualsiasi elemento di cui si voglia valutare la distribuzione nello spazio. A questo gruppo seguono indici appositamente realizzati per lo studio del territorio. CONTAG è un indice che misura sia l'aggregazione (e quindi la dispersione) fra le diverse tipologie di *patch*es che l'interspersione, cioè la distribuzione uniforme delle varie tipologie di *patch*es nel territorio (*salt and pepper mixture*). AI misura solo l'aggregazione mentre IJI solo l'interspersione. Da notare che normalmente i valori di CONTAG e AI sono direttamente correlati mentre quelli di CONTAG e IJI sono inversamente correlati fra di loro. DIVISION è un indice della suddivisione del territorio in diverse *patch*es, PROX esprime la possibilità che una *patch* abbia una *patch* della medesima tipologia in un raggio determinato (*search radius*).

Il settimo gruppo di indici comprende quelli che esprimono la diversità e l'uniformità spaziale del territorio, basandosi sul numero di tipologie di *patch*es (*richness*) e sulla porzione di territorio occupata da ognuna di esse. Fra questi vi sono quelli maggiormente utilizzati nella ricerca scientifica, come gli indici di diversità di Shannon, di Simpson (originale e modificato) e i relativi indici di uniformità. L'uniformità misura specificatamente la proporzione di superficie occupata dalle diverse tipologie di *patch*es presenti nel territorio, andando da una uniformità minima (una tipologia prevale nettamente sulle altre) ad una uniformità massima (pari superficie occupata da tutte le tipologie presenti). Un altro aspetto della diversità è rappresentato dalla ricchezza di tipologie di *patch*es: in questo caso gli indici si basano esclusivamente sul conteggio del numero di tipologie di *patch*es nel territorio, sia in valore assoluto (PR) che in valore relativo all'estensione del territorio (PRD).

L'ultimo gruppo contiene indici legati alla naturalità e alla conservazione. Il primo (Indice di conservazione del paesaggio) è stato concepito da Pizzolotto e Brandmayr nel 1996. Questo indice utilizza categorie di tipi di habitat disposte in una sequenza ordinata secondo un criterio crescente di naturalità e tramite una rappresentazione grafica valuta l'apporto di ogni categoria alla composizione del paesaggio. Da questo processo deriva un indice di artificialità del paesaggio, che rapportato alla massima artificialità possibile per quel paesaggio da un valore relativo del grado di conservazione. Il secondo indice (capacità biologica territoriale, BTC) è stato sviluppato da Ingegnoli nel 1993. La BTC misura la biopotenzialità territoriale ed è uno strumento molto interessante per diagnosticare il rischio di degrado di un paesaggio: consente di valutare il livello di complessità biologica di una

determinata unità ecosistemica, correlato alle capacità omeostatiche (autoequilibrio) e al flusso di energia metabolizzato per unità di area dai sistemi ambientali (Kcal/m^2 anno). Ad alti livelli di BTC corrispondono maggiori capacità del sistema di produrre biomassa vegetale e quindi maggiori attitudini di resistere alle perturbazioni esterne.

Considerando le variabili relative all'habitat e al paesaggio la distinzione tra indici e indicatori appare più netta e chiara di quanto non lo sia in altri ambiti (si veda capitolo 1). In quest'ambito gli indici appaiono più che altro come espressioni matematiche delle relazioni tra gli oggetti e le *patches* ambientali, mentre gli indicatori fanno riferimento a dei parametri rappresentativi di certi concetti o fenomeni. Tali parametri pertanto sono un'espressione approssimativa, sintetica o semplificatoria del fenomeno che si vuole rappresentare e certamente meno precisa e matematica di quella degli indici.

Bibliografia

Introduzione

Bookhout, T. A. 1994: Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, 740 pp.

Braun, C. E. 2005: Techniques for wildlife investigations and management. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, 920 pp.

Giles, R. H.Jr. 1969: Wildlife management techniques. The Wildlife Society, Washington, D.C. 623 pp.

Schemnitz, S. D. 1980: Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Washington, D.C. 722 pp.

Problematica e stato dell'arte

Andersen, E. 2003: Developing a high nature value farming area indicator. EEA, internal report.

Anderson, S. H. 1991: Managing our wildlife resources. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J., 492 pp.

Anderson, G.S., Danielson, B.J. 1997: The effect of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. - Landscape Ecology 12: 261-271.

Anderson, S. H., Gutzwiller, K. J. 1994: Habitat evaluation methods. - In Bookhout, T. A. (Ed.); Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, pp. 592-606.

Baldock, D. 1999: Indicators for high nature value farming systems in Europe. - In Brouwer, F.M., Crabtree, J.R. (Eds.); Environmental indicators and agricultural policy. CABI, Wallingford, pp.124-125.

Braun, C. E. 2005: Techniques for wildlife investigations and management. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, 920 pp.

Beaufoy, G., Baldock, D., Clark, J. 1994: The nature of farming: low intensity farming systems in nine european countries. Institute for European Environmental Policy, London, 66 pp.

Blann, K. 2006: Habitat in agricultural landscapes: how much is enough? A state of the science literature review. Defenders of wildlife, Portland, 77 pp.

Bunce, R.G.H., Metzger, M.J., Jongman, R.H.G., Brandt, J., de Blust, G., Elena-Rossello, R., Groom, G.B., Halada, L., Hofer, G., Howard, D.C., Kovar, P., Mucher, C.A., Padoa-Schioppa, E., Paelinx, D., Palo, A., Perez-Soba, M., Ramos, I.L., Roche, P., Skanes, H., Wrbka, T. 2008: A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. - Landscape Ecology 23: 11-25.

Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J. 1999: A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. - Biological Conservation 88: 307-320.

Clements, F.E., Shelford, V. E. 1939: Bio-ecology. John Wiley & Sons Inc., New York, 425 pp.

Cody, M.L. 1985: Habitat selection in birds. Academic Press, San Diego, 558 pp.

Comber, A.J., Birnie, R.V., Hodgson, M. 2003: A retrospective analysis of land cover change using a polygon shape index. - Global ecology e biogeography 12: 207-215.

Cousins, S. A. O., Ihse, M. 1998: A methodological study for biotope and landscape mapping based on CIR aerial photographs. - Landscape and urban planning 41: 183-192.

Di Gregorio, A., Jansen, L.J.M. 1997: A new concept for a land cover classification system. -Proceedings of the Earth observation and environmental information Conference, Alexandria.

Doorn, A.M. van, Bakker, M.M. 2007: The destination of arable land in a marginal agricultural landscape in South Portugal: an exploration of land use change determinants. - Landscape Ecology 22: 1073-1087.

EEA, 2004: High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. Joint message. European Environmental Agency, Copenhagen, n. 1/2004.

EEA, 2005: Agriculture and environment in EU-15, the IRENA indicator report. European Environmental Agency, Copenhagen, n 6/2005.

EEA, 2006: Integration of environment into EU agriculture policy. The IRENA indicator-based assessment report. European Environmental Agency, Copenhagen, n. 2/2006.

EEA/UNEP, 2004: High nature value farmland. Characteristis, trends and policy challenges. Joint Message EEA/UNEP. EEA report n. 1. European Environmeltal Agency, Copenhagen/UNEP Regional Office for Europe, Geneva.

Fahrig, L., Jonsen, I. D. 1998: Effects of habitat *patch* characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. - Ecosystem*s* 2: 1-10.

Farina, E. 1993: Ecologia dei sistemi ambientali. CLUEP, Padova, 199 pp.

Farina, E. 2001: Ecologia del paesaggio: principi, metodi e applicazioni. UTET libreria, Torino, 674 pp.

Ferrari, C. 2001: Biodiversità dall'analisi alla gestione. Zanichelli, Bologna, 136 pp.

Ferrari, M., Marcon, E., Marconi, M., Menta, A. 1998: Ecologia agraria. Ed. agricole, Bologna.

Flickinger, E.L. Pendleton, G.W. 1994: Bird use of agricultural fiekds under reduced and conventional tillage in the Texas Panhandle. - Wildlife Society Bulletin 22: 34-42.

Forman, R. T. T. 1995: Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 pp.

Forman, R.T.T., Godron, M.1986: Landscape ecology. John Wiley and Sons Inc., New York, 619 pp.

Genghini, M., Busatta, S. 2001: Sistemi o habitat agricoli di elevato valore naturalistico: definizioni e quantificazioni. - Agribusinnes paesaggio & ambiente 2/5: 106-118.

Genghini, M., Gellini, S., Gustin, M., 2006 - Organic and integrated agricolture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. Biodiversity and Conservation 15: 3077-3094.

Genghini, M., Bonaviri, L. 2006: Evolution of the agro-ecosystem mosaic in the lowland of the emilia-romagna. 36TH Annual Conference of the Ecological Society of Gemany, Switzerland and Austria (GfO). University of Bremen, 11-15 September 2006: 167 pp.

Girvetz, E.H., Greco, S.E. 2007: How to define a *patch*: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat *patch*es. - Landscape Ecology 22: 1131-1142.

Gysel, L.W., Lyon, L. J. 1980: Habitat analysis and evaluation. - In Schemnitz, S. D. (Ed.); Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Washington, D.C., pp. 305-327.

Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A. 2007: Statistical modeling of land-cover changes based on key socio-economic indicators. - Ecological Economics 62: 496-507.

Hoffmann, J., Greef, J., Kiesel, J., Lutze, G., Wenkel, K.O. 2003: Practical example of the mosaic indicators approach. - Agriculture, Ecosystems and Environment 98: 395-405.

Holland, J., Fahrig, L. 2000: Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: A landscape-scale analysis. - Agriculture, Ecosystems and Environment 78:115-122.

Hoogeveen, Y., Gabrielsen, P., Petersen, J.E. 2002: High Nature Value Farming Areas. Defining the concept and developing an agri-envoronmental indicator. Proceedings of an expert meeting. 21-22 february 2002. European Environmental Agency, Copenhagen.

IEEP, 2007: Reflecting environmental land use needs into EU policy: preserving and enhancing the environmental benefits of unfarmed features on EU farmland. Inception Report, ENV.B.1/ETU/2007/0033.

Ingegnoli, V. 1993: Fondamenti di ecologia del paesaggio. Città Studi, Milano, 304 pp.

Jackson, D.L. 2000: Guidance on the interpretation of the Biodiversity Broad Habitat Classification (terrestrial and freshwater types): definitions and the relationship with other classifications. JNCC report series 307.

Jones, K. B.1986: The inventorying and monitoring process. - In Coperrider, A. J., Boyd, R. J., Stuard, H.R. (Eds.); Inventory and monitoring of wildlife habitat. Bureau of Land Management Service Center, Denver, Co. XVIII, pp.1-10.

Kienast, F., 1993: Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System - a methodological outline. - Landscape Ecology 8/2: 103-118.

Lega, P. 1999: Individuazione di siepi e boschi ripariali a media scala sul territorio della pianura piacentina con l'ausilio di immagini satellitari. Provincia di Piacenza, rapporto interno n. 373.

Lokemoen, J.T, Beiser, J.A. 1997: Bird use and nesting in conventional, Minimum-tillage and organic cropland. - Journal of wildlife management 61: 644-655.

McCracken, D.I., Stillman, R.A., Bignal, E.M., Baldock, D., Beaufoy, G. 1994: Extensive farmland in Europe: examples of sustainable landscapes of highnature conservation value. Proceedings of the third annual IALE (UK) Conference: Fragmentation in agricultural landscape, Preston.

McCracken, D.I. 2004: Section 3.2: Farmland and high nature value areas. Contribution prepared for ECN/ETB/NPB input to EEA Subreport Halting Biodiversity Loss.

Meinel, G., Hennersdorf, J. 2002: Classification systems of land cover and land use and their challenges for picture processing of remote sensing data – status of international discussion and programs. - Proceedings of the 3rd International Symposium Remote Sensing of Urban Areas, Istanbul.

Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E., Sotherton, N.W. 1994: A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. - Annals of Applied Biolology 125: 13-27.

Moser, D., Zechmeister, H., Plutzar, C., Sauberer, N., Wrbka, T.,Grabherr, G. 2002: Landscape *patch* shape. - Landscape Ecology 17/7: 657-669.

Odum, E.P. 1970: Principi di ecologia. Piccin Ed., Padova, 668 pp.

O'Neil, R.V., Hunsaker, C.T., Timmins, S.P., Jackson, B.L., Jones, K.B., Riitters, K.H.M., Wickham, J.D. 1996: Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. - Landscape Ecology 11: 169-180.

Paracchini, M.L., Terres, J.M., Petersen, J.E., Hoogeveen, Y. 2006: Background document on the methodology for mapping high nature value in farmland in EU27. JRC/EEA.

Reger, B., Otte, A., Waldhardt, R. 2007: Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. - Landscape Urban Planning 81: 104-113.

Ricklefs, R. E. 1978: Economia della Natura. Zanichelli, Bologna, 464 pp.

Rocchini, D., Perry, G.L.W., Salerno, M., Maccherini, S., Chiarucci, A. 2006: Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve. - Landscape and Urban Planning 77: 167-177.

Rocchini, D., Salerno, M., Maccherini, S., Chiarucci, A. 2002: L'uso di griglie vettoriali per la classificazione di foto aeree e la definizione di indici strutturali del paesaggio. - Atti XII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia, Urbino.

Rodgers, R. D., Wooley, J. B. 1983: Conservation tillage impacts on wildlife. - Journal of Soil and Water Conservation,. Vol. 38. n. 3.

Schermann, N., Baudry, J. 2002: Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'un paysage. Application à la mosaïque d'occupation du sol d'un territoire agricole dans le bocage breton. - Revue internationale de géomatique 12: 4-18.

Schuerholz, G. 1974: Quantitative evaluation of edge from aerial photographs. - Journal of Wildlife Management 38: 913-920.

Schwab, A., Dubois, D., Fried, P.M., Edwards, P.J. 2002: Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. - Agriculture, Ecosystems & Environment 93/1: 197-209.

Sickel, H., Ihse, M., Norderhaug, A., Sickel, M.A.K. 2004: How to monitor semi.natural key habitats in relation to grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas: an aerial photo and GPS method study. - Landscape & Urban Planning 67: 67-77.

Skanes, H.M., Bunce, R.G.H. 1997: Directions of Landscape change (1741-1993) in Virestad, Sweden characterized by multivariate analysis. - Landscape and urban planning 38/1-2: 61- 75.

Sluiter, R., De Jong, S.M. 2007: Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions. - Landscape Ecology 22: 559-576.

Solagro, 2006: Validation and improvement of High Nature Value farmland identification. Study 05/1 - Final report. JRC.

Tischendorf, L., Fahrig, L. 2000: How should we measurelandscape connectivity?. - Landscape Ecology 15: 633–641.

Trefethen, J.B. 1964: Wildlife management and conservation. D.C. Heath and Company, Boston, 120 pp.

Trisorio, A. 2005: Le aree agricole ad alto valore naturale. In INEA, 2005 - Annuario dell'Agricoltura Italiana Vol. LIX: 258-264.

Turri, E. 1979: Semiologia del paesaggio. Longanesi, Milano, 1979.

Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H., Milne, B.T. 1989: Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. - Landscape Ecology 3: 153-162.

UNEP, 1995: Etude mondiale de la biodiversitè. Resumé à l'intention des décideurs. Nairobi, pp. 9-10.

Vidal, C. 1999: Europe's farm landscape: some example and figures. Statistics in focus. Agriculture and fisheries. - Theme 5, 25/1999.

Vidal, C. 2001: Extensive areas account for at least 42% of agricultural land. Statistics in focus. Agriculture and fisheries. - Theme 5, 23/2001.

Vidal, C., Marquer, P. 2002: Changes in land cover and land use. - OPOCE, Luxembourg, 8 pp.

Weibull, A.C., Östman, Ö., Granqvist, Å. 2003: Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. - Biodiversity and Conservation 12: 1335-1355.

Weissteiner, C.J., Strobl, P., Sommer, S. 2006: Test of a remote sensing based assessment of land use intensity associated to CLC olive groves (class 2.2.3) in support to the delineation of High Nature Value farm (HNV). JRC/EEA.

Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R. 1997: Territory distribution and breeding success of Skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and intensive farmland in southern England. - Journal of Applied Ecology 34: 1462-1478.

Zurcher, D. 1998: Agriculture and wildlife habitats. OECD workshop, Zurich.

Metodologie e strumenti di rilevamento dei dati ambientali

Anderson, B.W., Ohmart, R.D. 1980: Designing and developing a predictive model and testing a revegetated riparian community for southwestern birds. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-86, pp. 434-450.

Chang, Y., Yaozhong, P., Jinshui, Z., 2008: An integrated approach to agricultural crop classification using SPOT5 HRV. - In IFIP (Ed.); Computer and computing technologies in agriculture, Volume I, Springer, Boston, pp.677-684.

Chirici, G., Corona, P. 2006: Utilizzo di immagini satellitari ad alta risoluzione nel rilevamento delle risorse forestali. Aracne editrice, Roma, 192 pp.

Chirici, G., Corona, P., Travaglini, D., Filiberti, F., 2003: Segmentazione multirisoluzione e classificazione object oriented di immagini telerilevate. - Atti della 7° Conferenza ASITA, Verona.

Giuliarelli, D., Corona, P., Lamonaca, A. 2007: Sperimentazione di tecniche *object oriented* per la classificazione di uso/copertura del suolo *Corine Land Cover* da immagini satellitari a media risoluzione. - Forest@ 4/3: 272-282.

Gomarasca, M.A. 2000: Introduzione a telerilevamento e GIS per la gestione delle risorse agricole e ambientali. Ed. AIT, Firenze, 250 pp.

Gomarasca, M.A. 2004: Elementi di Geomatica. Ed. AIT, Firenze, 660 pp.

Gysel, L.W., Lyon, L. J. 1980: Habitat analysis and evaluation. - In Schemnitz, S. D. (Ed.); Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Washington, D.C., pp. 305-327.

Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. 1994: Vegetation Sampling and Measurement. In Bookhout, T. A.(Ed.); Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, pp. 567-606.

Higgins, K.F., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Uresk, D.W., Naugle, D.E., Norland, J.E., Barker, W.T. 2005: Vegetation Sampling and Measurement. In Braun, C. E.(Ed.); Techniques for wildlife investigations and management. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, pp. 524-553.

Ozdarici, A., Turker, M. 2006: Field-based classification of agricultural crops using multi-scale images. - Proceeding of First International Conference on Object-based Image Analysis (OBIA 2006), Salzburg.

Saich, P., Borgeaud, M. 1995: Interpreting ERS SAR signatures of agricultural crops in Flevoland, 1993-1996. - Geoscience and Remote Sensing 38: 651 - 657.

Organizzazione, aggregazione e classificazione dei dati

Anderson, G.S., Danielson, B.J. 1997: The effect of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. - Landscape Ecology 12: 261-271.

Anderson, S. H., Gutzwiller, K. J. 1994: Habitat evaluation methods. - In Bookhout, T. A.(Ed.); Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, pp. 592-606.

Elkie, P., Rempel, R., Carr, A., 1999: *Patch* Analyst user's manual. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science & Technology, Thunder Bay, 16 pp.

ESRI, 1996: Using ArcView gis. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, 350pp.

Fearer, T. M., Stauffer, D.F. 2004: Relationship of ruffed grouse Bonasa umbellus to landscape characteristics in southwest Virginia, USA. - Wildlife Biology 10: 81-89.

Forman, R. T. T. 1995: Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 pp.

Forman, R.T.T., Godron, M.1986: Landscape ecology. John Wiley and Sons Inc., New York, 619 pp.

Fjellstad, W.J., Dramstad, W.E., Strand, G.H., Fry, G.L.A. 2001: Heterogeneity as a measure of spatial pattern for monitoring agricultural landscapes. Norwegian Journal of Geography 55: 71-76.

Genghini, M., Bonaviri L. 2005: Variazione spazio-temporale dell'eco-mosaico ambientale in due comprensori di pianura dell'Emilia Romagna. - Atti del XV Convegno Società Italiana Ecologia, Torino.

Gomarasca, M.A. 2004: Elementi di Geomatica. Ed. AIT, Firenze, 660 pp.

Green, R.H. 1966: Measurement of non-randomness in spatial distributions.- Researches on Population Ecology 8: 1– 7.

Ingegnoli, V. 1993: Fondamenti di ecologia del paesaggio. Città Studi, Milano, 304 pp.

Jiménez-García, D., Martínez-Pérez, J.E., Peiró, V. 2006: Relationship between game species and landscape structure in the SE of Spain.- Wildlife Biology in Practice 2: 48-62.

Johnson, R.B., Zimmer, B.W. 1985: A more powerful test for dispersion using distance measurements. - Ecology 66: 1669-1675.

Keys, R., Walker, C. 2005: An analysis of habitat structure and corridor connectivity for wildlife at the Pierce Cedar Creek Institute. Pierce Cedar Creek Institute research, Michigan

Kie, J.G., Bowyer, R.T., Nicholson, M.C., Boroski, B.B., Loft, E.R. 2001: Landscape heterogeneity at differing scales: effectes on spatial distribution of mule deer. Ecology 83: 530–544.

Ludwig, J.A., Reynolds, J.F., 1988: Statistical Ecology. A primer on methods and computing. John Wiley and Sons Inc., New York, 337 pp.

McGarigal, K., Marks, B.J. 1995: FRAGSTAT: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, 122 pp.

McGarigal, K., McComb, W.C. 1995: Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. - Ecological Monographs 65: 235-260.

Pizzolotto, R., Brandmayr, P. 1996: An index evaluate landscape conservation state based on land-use pattern analysis and geographic information system techniques. - COENOSES 11: 37-44.

Ritters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C. T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones K.B., Jackson, B.L. 1995: A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. - Landscape Ecology 10: 23-40.

Said, S., Servanty, S. 2005: The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. - Landscape Ecology 20:1003–1012.

CASO DI STUDIO

Evoluzione dell' ecosistema agrario nella pianura emiliano-romagnola e utilizzo di indici di ecologia del paesaggio per valutare gli effetti sulla biodiversità

(Genghini M., Bonaviri L., Di Leo V., Palladini A.)

Introduzione

L'agricoltura rappresenta uno dei fattori più significativi di modificazione e influenza degli ecosistemi antropizzati con notevoli effetti sulla biodiversità di questi territori. Negli ultimi 50 anni le attività agricole si sono modificate in modo rilevante in conseguenza di una rivoluzione tecnologica senza precedenti che ha portato all'adozione di tecniche colturali sempre più intensive e di maggiore impatto nei confronti degli habitat agricoli.

L'Unione Europea con la riforma della PAC (Politica Agricola Comune) e un'ampia serie di studi e interventi mirati, ha mostrato un'attenzione crescente verso le problematiche ambientali legate alle produzioni agricole, attribuendo all'agricoltura un ruolo di primo piano nella gestione sostenibile del territorio. Tra le attività volte a preservare le risorse naturali degli agro-ecosistemi particolare attenzione è stata indirizzata alla tutela e al ripristino degli habitat agricoli di elevato valore naturalistico (*High Nature Value – HNV - farmland habitat*) considerati un indicatore significativo per la conservazione della biodiversità negli ambienti agricoli (Beaufoy et al. 1994, Baldock 1999, Genghini e Busatta 2001, Andersen 2003). Nelle aree agricole più intensive (pianura e bassa collina), un sottoinsieme importante di questi habitat è rappresentato dalle c.d. aree non coltivate di interesse naturalistico (*Unfarmed Features – UF)*, identificabili in modo oggettivo attraverso l'utilizzo dei moderni strumenti di *remote sensing* e dei sistemi informativi territoriali (*GIS*).

Una disciplina particolarmente adatta per lo studio di questi habitat è quella dell'ecologia del paesaggio che prende in considerazione gli elementi ambientali nel loro insieme, studiando i processi dinamici che hanno determinato, mantengono e trasformeranno l'attuale assetto territoriale. In questo modo il paesaggio può essere studiato nella sua complessità, paragonandolo ad un mosaico fatto da specifiche macchie, collegate le une alle altre e diverse per forma, dimensioni e caratteristiche qualitative. Gli studi di ecologia del paesaggio consentono di trasferire efficacemente le informazioni provenienti dall'analisi dei cambiamenti delle caratteristiche dell'habitat agli effetti che questi hanno sulle specie selvatiche. La tipologia e la disposizione spaziale degli ambienti naturali influenza infatti il comportamento e i movimenti di molte specie (Fahrig e Merriam 1994).

Le trasformazioni ambientali, spesso relativamente rapide rispetto ai tempi di capacità adattativi di gran parte delle specie più sensibili, interessano numerosi parametri di tipo spaziale, dimensionale, ecologico (superficie, forma, struttura e articolazione spaziale, grado di contiguità e connettività dei frammenti residui dell'habitat, ecc.) (Battisti 2004). La matrice trasformata dall'uomo e le infrastrutture lineari artificiali possono agire come una barriera ostile ai movimenti di molte specie animali interferendo con le dinamiche dispersive degli individui, in particolare di quelli appartenenti alle specie più sensibili (Wiens 1976, Thomas 1994) con effetti differenti in funzione dell'età, sesso, *fitness* e dimensione corporea dei singoli individui (Opdam 1991, Hanski 1994, Debinski e Holt 2000).

Il presente lavoro ha preso in esame i cambiamenti, in termini quantitativi e qualitativi, dell'eco-mosaico ambientale nelle aree agricole di pianura dell'Emilia-Romagna e i potenziali effetti nei confronti della biodiversità. L'analisi ha compreso una prima fase di individuazione delle caratteristiche del paesaggio agricolo di maggiore interesse per la conservazione e la tutela delle specie selvatiche, e una seconda fase di applicazione di appropriati indici di ecologia del paesaggio. L'analisi della variazione degli indici utilizzati ha permesso infine di interpretare l'evoluzione degli ecosistemi dal dopoguerra ad oggi.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto su tre comprensori omogenei (per caratteristiche orografiche e agro-ambientali generali) di 72 Km^2 (6 Km x 12 Km) caratterizzati da un diverso grado di intensificazione colturale: frutticolo in provincia di Forlì-Cesena, foraggero-zootecnico per Parma/Piacenza e agro-intensivo misto in provincia di Bologna (Figura 1). La scelta dei tre comprensori è avvenuta sulla base della zonizzazione evidenziata nel Piano di Sviluppo Rurale della Regione Emilia-Romagna (2001-2005) con gli adattamenti e le modifiche proposte da Genghini (in Gellini et al. 2000), cercando di limitare la presenza dei grandi centri urbani, dei complessi industriali e delle importanti infrastrutture viarie.

La prima zona è situata nella pianura nord-occidentale della provincia di Bologna, a sud

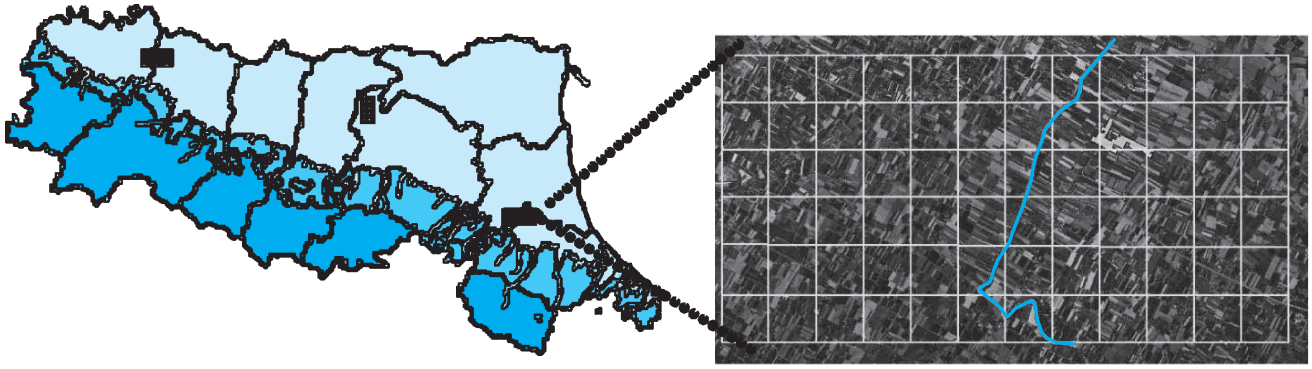


Figura 1. Comprensori di studio ed esempio di griglia per la scelta delle aree campione.

del fiume Panaro e tra i centri abitati di Crevalcore e Decima, in una zona caratterizzata dalla coltivazione di cereali autunno-vernini e barbabietola da zucchero. Si tratta di una zona con alcune emergenze storico-culturali e naturalistiche che comprende la ZPS denominata "Biotopi e ripristini ambientali di Crevalcore".

Il secondo comprensorio, attraversato dal fiume Montone e localizzato a nord di Forlì e a est di Faenza, rappresenta una delle regioni agrarie a maggiore vocazione frutticola. Tra le colture arboree spiccano le drupacee (pesche e nettarine) mentre tra le coltivazioni erbacee predominano le colture sarchiate a maggiore reddito quali le ortive e la barbabietola da zucchero.

La terza area è posta a est e a ovest del torrente Ongina, linea di confine geografica e amministrativa che separa le due province di Parma e Piacenza in una zona vocata alla coltura delle foraggere.

L'applicazione di un'opportuna griglia ha permesso di suddividere la superficie ricadente in ogni comprensorio in 72 celle di 1 Km^2, delle quali 14, scelte casualmente, hanno rappresentato le aree di studio.

Il materiale oggetto di indagine ha riguardato i fotogrammi in bianco e nero relativi ai periodi: 1996-97, 1969-71 e 1955-54, i primi due in scala 1:15.000 e il terzo 1:30.000.

Nei primi due casi si è fatto riferimento alle foto aeree dell'IGM fornite in formato digitale (*MrSid*, tif) dall'Ufficio cartografico della Regione Emilia-Romagna. Per il periodo 1955-54 è stata utilizzata la prima ripresa aereofotografica dell'intero territorio italiano dell'IGM, fornita dall'IBC (Istituto per i Beni Artistici, Culturali e Naturali) della Regione Emilia-Romagna in formato cartaceo. In quest'ultimo caso si è proceduto alla digitalizzazione delle foto a 600 dpi e 8 bit.

La georeferenziazione e la rettificazione delle immagini è avvenuta in ambiente *ArcGIS 9*, con punti di controllo ricavati dalla CTR 1:5.000 e dalle ortofoto del 1996-1997, mantenendo

Tabella 1. Classi e categorie degli elementi agro-ambientali oggetto di studio.

CLASSI:

Patch colturale: aree di larghezza superiore a 15 m comprendenti uno o più campi adiacenti coltivati con la stessa coltura agraria nella medesima fase fenologica.
CATEGORIE COMPRESE: coltura erbacea, frutteto, vigneto, non classificato.

Campo: area continua (senza interruzioni dovute a scoline, strade, filari di alberi, ecc.) occupata dalla stessa coltura.
categorie comprese: nessuna.

Vegetazione di classe A: strutture vegetali arboreo-arbustive lineari (larghezza tra 5 e 10 m).
CATEGORIE COMPRESE: vegetazione arboreo-arbustiva lungo strade, campi, zone umide, bordi dei maceri.

Vegetazione di classe B: superfici coperte da vegetazione naturale e semi-naturale (larghezza maggiore di 10 m).
CATEGORIE COMPRESE: vegetazione arboreo-arbustiva lungo strade, campi, zone umide, bordi dei maceri, quella dei boschetti, giardini, macchie, parchi, la vegetazione erbacea non coltivata.

Macero: piccolo bacino idrico nato per la macerazione della canapa.
CATEGORIE COMPRESE: pulito, con vegetazione, interrato.

Zona umida: grande superficie caratterizzata dalla costante presenza di acqua.
CATEGORIE COMPRESE: bacino, corso.

Costruzione: struttura edilizia, viaria e zona incoerenti.
CATEGORIE COMPRESE: abitato isolato, centro abitato, infrastruttura viaria, industria, zona incoerente (cave, zone di scavo), serra.

l'errore totale entro i 4 m. Gli elementi ambientali oggetto di studio, distinti per categorie (Rocchini et al. 2005, Steinhardt et al. 1999, Genghini e Bonaviri 2007), sono stati digitalizzati come linee e poligoni e raggruppati in classi confrontabili per caratteristiche qualitative e spaziali (Tabella 1).

L'unione delle categorie ha consentito di creare un unico tema (mosaico ambientale) (Figura 2) suddiviso in otto tipologie (colture erbacee, frutteti, vigneti, vegetazione semi-naturale lineare (classe A), vegetazione semi-naturale a *patch* (classe B), zone umide, costruzioni, aree non classificate) e di esaminare la configurazione spaziale e le funzioni ecologiche dei vari elementi nel loro insieme.

Una volta note le informazioni geografiche concernenti gli elementi ambientali da studiare è stato possibile effettuare un'analisi quantitativa del paesaggio agrario in esame, utilizzando le estensioni *Patch* e *Patch Grid* di *Arc View* (Elkie et al. 1999).

Per calcolare alcuni indici (*Mean Proximity Index, Mean Nearest Neighbor, Interspersion*

Figura 2. Mosaico ambientale (cella n. 22 del comprensorio di Parma-Piacenza).

Juxtaposition Index, Contrast-Weighted Edge Density) i temi vettoriali sono stati trasformati in "*grid*": nel caso della vegetazione semi-naturale (classe A + classe B) è stata utilizzata una cella di 1 m^2 mentre per l'eco-mosaico ambientale si è ricorso ad una cella di 25 m^2 (5m x 5m).

Risultati

L'analisi multi-temporale e la metodologia impiegata ha richiesto la selezione di specifici indici, idonei a descrivere, a scala di paesaggio, la trasformazione del contesto ambientale e le possibili implicazioni ecologiche. L'evoluzione di questi indici nell'area di studio è riportata nella tabella 2, mentre la loro definizione generale e le formule sono riportate nella

Tabella 2. Evoluzione degli indici ambientali per i comprensori oggetto di studio.

Indici	Bologna			Forlì Cesena			Parma Piacenza		
	1954-55	1969-71	1996-97	1954-55	1969-71	1996-97	1954-55	1969-71	1996-97
Patch colturali:									
Numero totale	1.386	1.164	579	1.739	1.822	1.295	1.216	912	804
Dimensione media (mq)	15.314	18.168	39.661	10.410	9.969	14.322	15.085	21.269	25.137
Errore standard dimens. media (mq)	966	1.175	2.459	177	213	371	441	662	923
Mean Shape Index	1,53	1,53	1,48	1,59	1,57	1,5	1,45	1,37	1,40
Area Weighted Mean Shape Index	1,91	1,77	1,69	1,60	1,55	1,47	1,40	1,33	1,35
N.patches erbacee/N.patches arboree	16,1	6,4	6,7	19,9	1,3	0,5	87	182	201
Campo:									
Dimensione media (mq)	4.202	4.492	6.164	6.652	6.875	9.278	5.165	5.607	6.440
Vegetazione di classe A:									
Numero totale	955	323	157	2.347	1.417	74	699	175	89
Sviluppo lineare totale (Km)	166	44	21	352	211	9	94	26	8
Superficie totale (ha)	119	32	16	256	153	7	68	19	6
Densità media (num. per Kq)	68	25	11	168	101	5	50	13	6
N. elem. "compatti" / N. elem. "radi".	8,9	2,3	5,2	15,0	16,8	13,8	12,2	0,5	4,1
Vegetazione di classe B:									
Numero totale	147	166	225	196	260	248	169	72	116
Superficie totale (ha)	50,5	62,7	83,5	57,0	64,0	73,3	76,7	40,6	49,1
Dimensione media (mq)	3.437	3.774	3.710	2.908	2.463	2.955	4.540	5.635	4.231
Total Core area (ha)	11,8	16,8	29,3	19,4	18,0	24,7	24,5	18,2	20,7
Total Core Area Index (%)	23	27	35	34	28	34	32	45	42
Shannons Diversity Index	1,53	1,64	1,68	0,92	0,93	0,96	1,26	1,42	1,67
Vegetazione A + vegetazione B									
Superficie totale (ha)	170	95	99	313	217	80	145	59	55
Mean Nearest Neighbor (m)	14,9	55,1	49,6	8,1	11,6	75,4	24,0	57,8	85,1
Mean Proximity Index	1.819	490	657	5.568	1.633	445	1.208	970	219
Maceri:									
Numero totale	30	25	12	4	1	0	2	2	2
Densità media (num.per Kq)	2,14	1,78	0,85	0,28	0,07	0	0,143	0,1428	0,1428
Superficie totale (mq)	37.209	27.380	15.802	5.339	384	0	2.901	2.161	2.856
N.elem."senza veg."/N.elem."con veg."	9	5,2	1,4	3	0	0	1	1	1
Zone umide:									
Numero totale	5	6	10	4	4	4	0	0	1
Superficie totale (mq)	66.216	75.936	249.472	14.750	18.664	18.743	0	0	19.239
Costruzioni:									
Numero totale	134	165	168	189	276	265	89	126	114
Superficie totale (ha)	22	24	39	16	26	47	31	40	50
Sup.centro abitato+Sup.industria (mq)	0	7.670	137.740	24.571	24.687	89.602	30.210	85.240	128.860
Mosaico ambientale									
Shannons Diversity Index	1,31	1,30	1,38	0,99	1,50	1,56	1,02	0,77	0,69
Shannons Eveness Index	0,63	0,62	0,66	0,48	0,77	0,75	0,49	0,43	0,39
Contrast-Weighted Edge Dens. (m/ha)	246,7	170,3	144	415,9	314,2	142	144,6	52,7	40,5
Interspersion Juxtoposition Index	43,54	63,25	66,82	17,72	57,36	65,73	30,8	48,35	50,09

tabella 8 del capitolo generale sull'habitat.

L'eco-mosaico risulta formato da un'ampia matrice costituita da zone coltivate entro la quale sono stati individuati diversi elementi ambientali.

Il numero totale delle *patch* colturali è diminuito tra il 1954-55 e il 1996-97, la variazione più importante si è verificata nel comprensorio di Bologna dove le unità spaziali sono passate da 1.386 a 579. Alla riduzione della quantità delle *patch* è corrisposto un aumento della loro dimensione media, anche in questo caso il comprensorio di Bologna ha fatto registrare il cambiamento più rilevante, mettendo in evidenza il forte processo di intensivazione che questa zona ha subito.

Il calcolo del *Mean Shape Index* (Comber et al. 2003) e della dimensione frattale media, che identificano la complessità e il tipo di forma, ha mostrato una generale tendenza negativa di questi parametri dal 1954-55 al 1996-97, fatta eccezione per un lieve incremento tra il 1969-71 e il 1996-97 nel comprensorio di Parma-Piacenza. Applicando l'*Area Weighted Mean Shape Index*, che pesa l'influenza esercitata dalla dimensione delle *patch*, i cambiamenti della complessità dei margini sono apparsi più evidenti. La superficie media dei campi è aumentata in modo del tutto simile all'area media delle *patch*es colturali facendo registrare le differenze più rilevanti nell'area di Forlì-Cesena.

Tra gli indicatori che meglio descrivono le modifiche del paesaggio emiliano-romagnolo vi sono le strutture vegetali ad andamento lineare (in prevalenza piantate), che rappresentano gli elementi più caratteristici della diversa organizzazione dell'azienda e del territorio agricolo del passato rispetto a quello attuale.

Le variabili utilizzate per studiare l'evoluzione di questi elementi ambientali sono state: il numero totale, lo sviluppo lineare totale e la densità media. L'evoluzione ha evidenziato il forte decremento di questi importanti elementi agro-naturalistici in tutti e tre i comprensori studiati. Nell'ambito della vegetazione semi-naturale lineare (classe A), a cui appartengono anche le piantate, vi è stato tuttavia un certo ricompattamento (aumento del rapporto tra le entità lineari "vegetazione fitta" e le entità lineari "vegetazione rada") in seguito allo sviluppo di questa vegetazione dal periodo 1969-71 al 1996-97 nei comprensori di Bologna e Parma-Piacenza.

La vegetazione semi-naturale di dimensioni maggiori (classe B) ha avuto un significativo incremento nel numero di elementi e nella superficie per tutti i periodi storici considerati nei due comprensori di Bologna e Forlì-Cesena. Andamento opposto si è però registrato nel comprensorio di Parma-Piacenza.

L'indice di diversità di *Shannon* ha messo in luce l'aumento del grado di eterogeneità ambientale dell'habitat agricolo, in tutti gli ambiti di studio e periodi storici considerati.

Il calcolo della *Total Core Area*, area interna della vegetazione di classe B, ha inoltre evidenziato l'espansione di queste superfici per tutti i comprensori dal 1954-55 al 1996-97.

Al complesso della vegetazione semi-naturale sono stati applicati due indici, il *Mean*

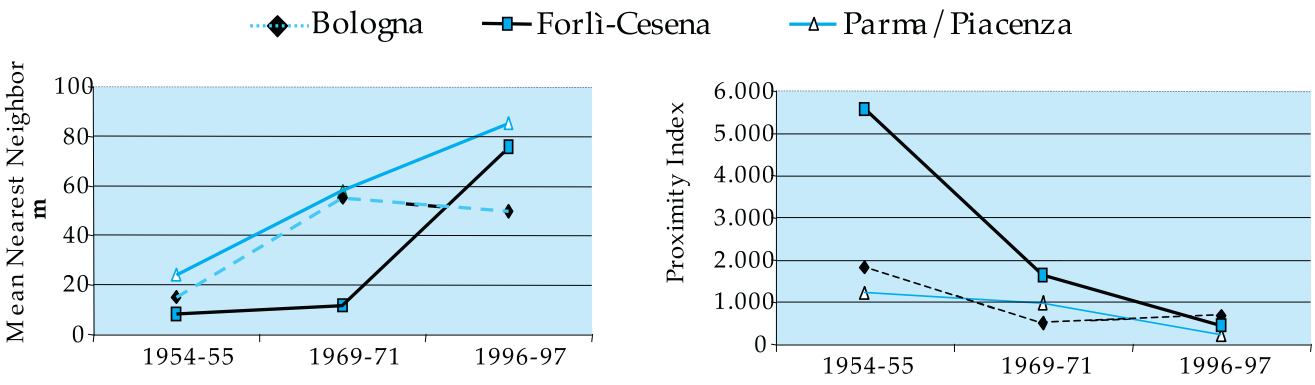


Figura 3. Variazioni del *Mean Nearest Neighbor* e del *Mean Proximity Index*.

Nearest Neighbor e il *Mean Proximity Index*, in grado di misurare il livello di isolamento e frammentazione degli elementi ambientali. L'incremento del primo e la diminuzione del secondo sono il sintomo che le aree a vegetazione semi-naturale si sono sempre più frammentate ed isolate nel tempo (Figura 3). Come d'altronde appare evidente dalla riduzione generale della superficie totale occupata dalla vegetazione (classe A + B), che passa da 628 ha circa nel 54/55, a circa 234 ha nel 96/97. Solo nel comprensorio di Bologna è stato riscontrato un minor grado di frammentazione della rete ecologica tra il 1969-71 al 1996-97.

Per quanto riguarda le zone d'acqua presenti nella pianura emiliano-romagnola il numero e la superficie dei maceri, presenti in modo consistente solo nel comprensorio di Bologna, hanno evidenziato una forte tendenza al decremento. A questo è tuttavia corrisposto un aumento dei maceri appartenenti alla categoria "con vegetazione" che va a determinare un miglioramento generale del valore ambientale di questo micro-ambiente (Nardelli e Genghini 2005).

Le zone umide di ampie dimensioni sono invece aumentate per numero e superficie totale. Tale andamento è da attribuire principalmente al comprensorio di Bologna dove queste aree risultano particolarmente diffuse.

L'ultima classe considerata, le aree interessate da costruzioni, sono sempre incrementate nel periodo esaminato passando da 69 ha a 136 ha. Tra le componenti che presentano il maggiore incremento, come evidenziato in tabella 2, vi sono le superfici dei centri abitati e delle industrie.

Gli indici applicati all'eco-mosaico (unione delle classi ambientali) hanno permesso di valutare la complessità del paesaggio nel suo insieme. Lo *Shannon Diversity Index* evidenzia un decremento dell'eterogeneità nel comprensorio di Parma-Piacenza ed un aumento di questo parametro in provincia di Bologna e Forlì-Cesena.

Tabella 3. Matrice di contrasto dei margini, utilizzata per stimare il *CWED*.

	Costr.	Coltiv. arbor	Coltiv. erb	Vigneto	Veg. A	Veg. B	Z.u	Non class.
Costruzioni	0,00	0,25	0,25	0,25	1,00	1,00	1,00	0,00
Coltivazione arborea	0,25	0,00	0,25	0,25	0,50	0,75	1,00	0,00
Coltivazione erbacea	0,25	0,25	0,00	0,25	0,50	0,75	1,00	0,00
Vigneto	0,25	0,25	0,25	0,00	0,50	0,75	1,00	0,00
Vegetazione di tipo A	1,00	0,50	0,50	0,50	0,00	0,25	0,50	0,00
Vegetazione di tipo B	1,00	0,75	0,75	0,75	0,25	0,00	0,50	0,00
Zona umida	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	0,50	0,00	0,00
Non classificato	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

L'*Interspersion Juxtaposition Index*, che misura l'equipartizione delle adiacenze, ha fatto registrare una variazione positiva costante in tutti i comprensori, dato che mostra una distribuzione più equilibrata delle zone di contatto tra i diversi elementi. Il *Contrast-Weighted Edge Density* (*CWED*) (Vernier e Cumming 1998), che assume valori tanto più grandi quanto maggiore è l'estensione delle zone di ecotono e/o "peso del contrasto" degli ambienti che costituiscono l'eco-mosaico, è sempre diminuito in tutte le aree d'interesse. Nella tabella 3 è riportata la matrice di contrasto dei margini, utilizzata per stimare il *CWED*.

Discussione e conclusioni

L'analisi evidenzia chiaramente che nonostante siano state rilevate numerose differenze importanti nell'evoluzione dei tre distinti comprensori, risultato quest'ultimo atteso e ricercato considerati i criteri di selezione delle aree di studio, esistono delle tendenze evolutive generali e comuni. Un'evoluzione nota agli addetti ai lavori oltre che nella pianura agricola emiliano-romagnola anche in tutti i territori agricoli di pianura è quella relativa all'intensivazione delle produzioni e semplificazione degli habitat (Devoti et al. 2002, Tinarelli e Marchesi 2001). Questa trasformazione è stata principalmente caratterizzata dall'aumento della dimensione media degli appezzamenti e delle *patch* colturali, dalla riduzione e scomparsa della vegetazione semi-naturale a sviluppo lineare (di cui le piantate nella pianura padana rappresentano l'elemento più tipico) e dall'incremento delle superfici sottratte alle

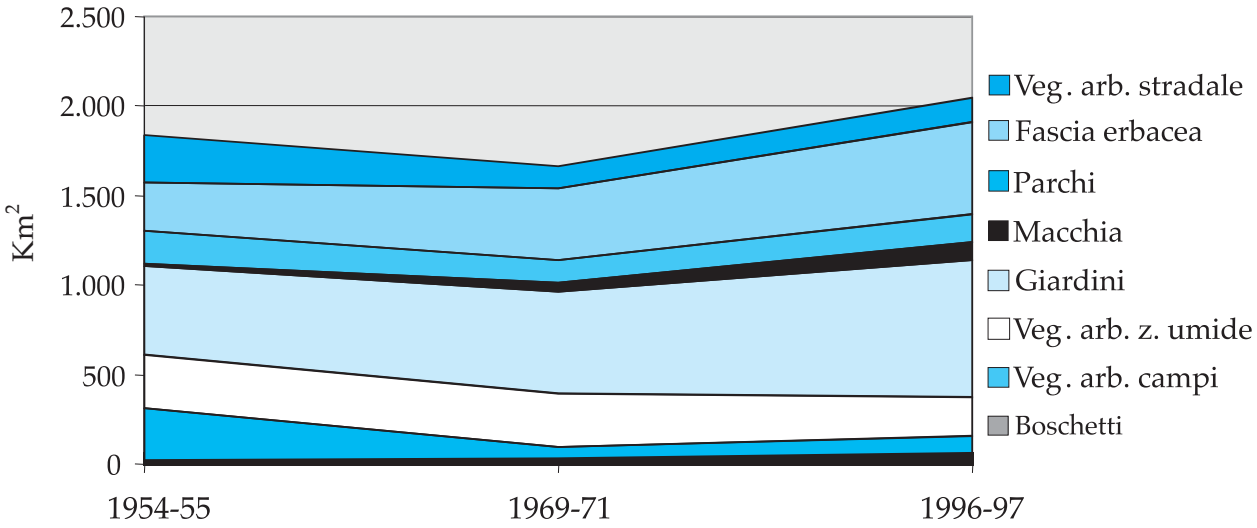


Figura 4. Evoluzione degli elementi che costituiscono la vegetazione semi-naturale a patch (classe B).

coltivazioni e destinate alle diverse forme di strutture edilizie (es. abitazioni isolate, centri abitati, industrie e infrastrutture viarie). Va rilevato il positivo, anche se lieve, aumento della vegetazione semi-naturale di dimensioni maggiori, da ricondurre soprattutto all'espansione dei giardini e delle fasce erbacee (Figura 4), che non è stato tuttavia sufficiente a controbilanciare la riduzione delle formazioni di vegetazione semi-naturale lineari. Negli ultimi vent'anni è anche aumentata la superficie delle zone umide di una certa dimensione, in particolar modo nel comprensorio di Bologna, processo che ha contribuito ad incrementare l'eterogeneità ambientale.

Tale evoluzione complessiva è il risultato del profondo cambiamento strutturale e gestionale avvenuto nei sistemi agricoli di pianura dal dopoguerra ad oggi, definibile con diverse accezioni: intensivazione produttiva, industrializzazione dell'agricoltura, sviluppo della monocoltura, omogeneizzazione e/o banalizzazione del territorio. Questo cambiamento ha sconvolto il quadro ambientale e gli equilibri ecologici dell'ecosistema agrario determinando in molti casi la riduzione degli habitat di elevato valore naturalistico (*HNV* e *UF*) con il conseguente isolamento e frammentazione degli habitat naturali residui.

Prendendo in considerazione i singoli comprensori è possibile valutare i diversi effetti che questa evoluzione ha determinato sulle forme di paesaggio e sulla biodiversità nelle tre tipologie di agro-ecosistemi analizzati.

Nella zona di Forlì-Cesena, i parametri presi in considerazione hanno permesso di evidenziare la conversione dalla frutticoltura estensiva, rappresentata dal sistema produttivo del seminativo-arborato, alla frutticoltura intensiva, rappresentata dai grandi frutteti ad

alta densità del sesto di impianto. Questo comprensorio è stato infatti l'unico ad avere un incremento consistente del numero delle *patch* ed una contemporanea riduzione della loro dimensione tra gli anni 50 e gli anni 70, dato che associato al rapporto n. patch erbacee/n. patch arboree (19,9 nel 1954-55; 1,3 nel 1969-71) e alla forte riduzione della vegetazione semi-naturale lineare (da 352 a 9 Km) denota il passaggio dalla consociazione piantata-coltura erbacea al frutteto specializzato. Dopo gli anni settanta è stata invece riscontrata un'importante trasformazione fondiaria che si è esplicitata in una diminuzione del numero ed in un aumento della dimensione media delle unità colturali.

In modo diverso si è evoluto il comprensorio di Parma-Piacenza che ha mostrato un'alta specializzazione verso le colture foraggere (frutteti quasi del tutto assenti, *patch* grandi con forme molto semplici) già presente fin dagli anni 50 (non a caso ci troviamo adiacenti alla zona di produzione del Parmigiano-Reggiano). Anche in questo comprensorio, nonostante le coltivazioni foraggicole rappresentino un genere di agricoltura meno intensiva, risulta evidente la progressiva e graduale intensivazione del processo produttivo.

Infine il comprensorio bolognese si può dire abbia seguito un'evoluzione intermedia rispetto agli altri due, ma con aspetti caratteristici interessanti. In questa zona si è infatti avuta la scomparsa del seminativo-arborato, con la sostituzione della piantata da parte dei frutteti e vigneti intensivi (seppure in misura decisamente inferiore rispetto al comprensorio di Forlì-Cesena) e con un incremento delle grandi estensioni monoculturali a seminativo. Come per gli altri comprensori le variazioni dei parametri evidenziano una progressiva e graduale semplificazione della configurazione spaziale dell'agro-ecosistema (minor numero di *patch*, campi più grandi, forme più regolari).

L'utilizzo di una serie di indici opportunamente selezionati ha consentito di effettuare ulteriori considerazioni sui cambiamenti ecologico-ambientali del paesaggio agrario dell'area di studio.

Gli indici relativi alla complessità delle forme (*Shape Index*, *Area Weighted Mean Shape Index*) hanno evidenziato come in tutti i comprensori i margini delle *patch* si siano sostanzialmente semplificati e siano diventati più regolari in relazione all'aumento delle dimensioni delle unità colturali, con conseguenze negative per la biodiversità e la fauna selvatica in particolare considerando la riduzione degli ecotoni (Buechner 1989, Forman e Godron 1986).

L'incremento dell'eterogeneità ambientale, calcolata con *lo Shannons Diversity Index*, della classe vegetazione non lineare è da attribuire al maggior numero ed estensione delle categorie di minor valore naturalistico all'interno di questa classe (giardini privati, macchie e fasce erbacee).

Tra i processi più importanti rilevati durante lo studio vi è il progressivo isolamento della vegetazione semi-naturale e l'aumento del grado di frammentazione della rete ecologica che ha ridotto le possibilità di spostamento e insediamento per molte specie (Opdam 1991) evidenziando un peggioramento della qualità dell'habitat. In queste condizioni alcune specie possono essere avvantaggiate dall'eterogeneità ambientale prodotta dalla frammentazione, altre invece sicuramente ne risultano danneggiate.

Lo *Shannons Diversity Index* e lo *Shannons Eveness Index* applicati all'eco-mosaico ambientale hanno permesso fra l'altro di analizzare alcuni effetti della diversa evoluzione paesaggistica dei tre comprensori. In provincia di Bologna e Forlì-Cesena l'effetto uniformante delle piantate (presenti nel 1954-55 e quasi del tutto assenti nel 1996-97) e l'incremento di altre categorie (es. colture arboree, fabbricati, vegetazione di classe B) hanno determinato un progressivo aumento dell'eterogeneità ambientale. Nella zona di Parma-Piacenza, l'esigua presenza delle piantate (anche negli anni 50) e la progressiva dominanza delle colture erbacee hanno fatto invece diminuire questo parametro ecologico.

L'*Interspersion Juxtaposition Index* ha permesso di evidenziare e misurare l'effetto del decremento della vegetazione semi-naturale ad andamento lineare e dell'aumento e diffusione

delle classi di minor valore naturalistico. L'indice ha fatto registrare, per tutti i comprensori, il suo più basso valore nel 54-55, periodo caratterizzato dalla dominanza degli elementi lineari e quindi dell'adiacenza tra queste e le colture erbacee. La riduzione della vegetazione lineare e l'espansione del contesto urbano avvenuti negli anni 70 e 90, hanno quindi determinato una distribuzione dei contatti più equilibrata e un'evoluzione positiva dell'indice. Va notato come nel comprensorio di Parma-Piacenza, dove la vegetazione lineare è sempre stata meno presente e la classe costruzioni risulta più sviluppata, l'evoluzione dell'indice è più graduale.

La variazione negativa del *Contrast-Weighted Edge Density*, per tutti i comprensori, indica infine una rarefazione degli habitat di transizione ed una semplificazione del paesaggio.

Lo studio ha evidenziato che l'utilizzo di particolari indici può consentire di analizzare le relazioni tra l'evoluzione del paesaggio agrario intensivo e i potenziali effetti sulla biodiversità, permettendo, in alcuni casi, di interpretare aspetti o cambiamenti altrimenti non immediatamente valutabili.

Per quanto riguarda gli *HNV* e le *Unfarmed Features* è stata riscontrata, da un lato l'espansione della vegetazione semi-naturale di dimensioni maggiori (vegetazione di classe B) tra il 1969-71 e il 1996-97 e dall'altro una riduzione della superficie totale (vegetazione di classe A + vegetazione di classe B) con una progressiva frammentazione della rete ecologica. L'analisi complessiva mostra una generale perdita di complessità e un progressivo depauperamento delle risorse ecologiche disponibili per la fauna selvatica. Va tuttavia rilevata una positiva ripresa qualitativa e quantitativa degli habitat semi-naturali nel comprensorio di Bologna dopo gli anni 70 (area rientrante in un progetto provinciale di costituzione di una rete ecologica e comprendente la ZPS denominata "Biotopi e ripristini ambientali di Crevalcore"), fattore che può essere messo in relazione con la diffusione di interventi di miglioramento ambientale previsti dalle politiche agro-ambientali applicate dagli anni 90.

Dal punto di vista dei potenziali interventi di miglioramento ambientale degli agro-ecosistemi intensivi di pianura, lo studio evidenzia l'importanza di incrementare la vegetazione semi-naturale associata ai coltivi, di ampliare gli ambienti ospitanti le biocenosi di maggiore pregio naturalistico (es. zone umide, boschetti, siepi) e di predisporre piani d'intervento che tengano conto della disposizione spaziale e delle funzioni ecologiche degli elementi ambientali.

Bibliografia

Andersen, E. 2003: Developing a high nature value farming area indicator. EEA, internal report.

Baldock, D. 1999: Indicators for high nature value farming systems in Europe. - In Brouwer, F.M., Crabtree, J.R. (Eds.); Environmental indicators and agricultural policy. CABI, Wallingford, pp.124-125.

Battisti, C., 2004: Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile. Stilografica srl, Roma.

Beaufoy, G., Baldock, D., Clark, J. 1994: The nature of farming: low intensity farming systems in nine european countries. Institute for European Environmental Policy, London, 66 pp.

Buechner, M. 1989: Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? - Landscape Ecology 2: 191-199.

Comber, A.J., Birnie, R.V., Hodgson, M. 2003: A retrospective analysis of land cover change using a polygon shape index. - Global Ecology e Biogeography 12: 207-215.

Debinski, D.M., Holt, R.D. 2000: A survey and overview of habitat fragmentation experiment. -Conserv. Biol. 14: 342-355.

Devoti, S., Gazzola, G., Lega, P., Volpe, G. 2002: Analisi della dinamica territoriale nel Parco Regionale Fluviale dello Stirone con l'impiego di tecniche di Remote Sensing e GIS. Rapporto interno. Am. Provinciale di Piacenza.

Elkie, P.C., Rempel, R.S., Carr, A.P. 1999: Patch Analyst User's Manual. A Tool for Quantifying Landscape Structure. Ministry of Natural Resourse, Ontario.

Fahrig, L., Merriam, G. 1994: Conservation of fragmented population. - Conserv. Biol. 8: 50-59.

Forman, R.T.T., Godron, M.. 1986: Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York, 619 pp.

Gellini, S., Matteucci, C., Genghini, M. 2000: Carta del rischio di danneggiamento da fauna selvatica alle produzioni agricole. Regione Emilia-Romagna. Ed. Litotre, Brisighella (Ra), 126 pp.

Genghini, M., Busatta, S. 2001: Sistemi o habitat agricoli di elevato valore naturalistico: definizioni e quantificazioni. - Agribusinnes paesaggio & ambiente 2/5: 106-118.

Genghini, M., Bonaviri, L. 2007: Trasformazione del paesaggio in territori ad agricoltura intensiva e semi-intensiva della pianura emiliana. Poster Convegno "I nuovi paesaggi: L'ecologia del paesaggio di fronte alle novità e alle sorprese ambientali", Pesaro 22-23 giugno 2006. - Rivista Architettura del Paesaggio, n. 16, maggio-ottobre 2007, ed . Paysage, Milano. Allegato CD-rom.

Hanski, I. 1994: Patch-occupanty dynamics in fragmented landscapes. - Trans Ecol. Evol. 9: 131-135.

Nardelli, R., Genghini, M. 2005: L'avifauna dei maceri in un territorio ad agricoltura intensiva della pianura bolognese. - In AsOER (red.) 2005: Avifauna acquatica: esperienze a confronto. Atti del I Convegno (30 Aprile 2004, Comacchio). Tipografia Giari, Codigoro: 48-49 pp.

Opdam, P. 1991: Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. - Landscape Ecology 5: 93-106.

Rocchini, D., Perry, G., Salerno, M., Maccheroni, S., Chiarucci, A. 2005: Landscape changeand the dynamics of open formations in a natural reserve. - Landscape and Urban Planning 1270.

Steinhardt, U., Herzog, F., Lausch, A., Mülle, E., Lehmann, S. 1999: Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. - In: Pykh, Y.A.; Hyatt, D.E. & Lenz, R.J. (eds): Environmental Indices – System Analysis Approach. EOLSS Publ., Oxford. 237-254 pp.

Tinarelli, R., Marchesi, F. 2001: Spazi naturali e fauna selvatica in pianura. - Il Divulgatore, n. 11.

Thomas C.D., 1994. Extinction, colonization, and metapopulations: environmental tracking by rare species. Conserv. Biol., 8: 373-378.

Vernier, P., Cumming, S.G. 1998: Predicting Landscape Patterns from Stand Attribute Data in the Alberta Boreal Mixedwood. Sustainable Forest Management Network, University of Alberta.

Wiens, J. A.. 1976: Climatic instability and the "ecological saturation" of bird communities in North American grasslands. - Condor, 76(4): 385-400.